



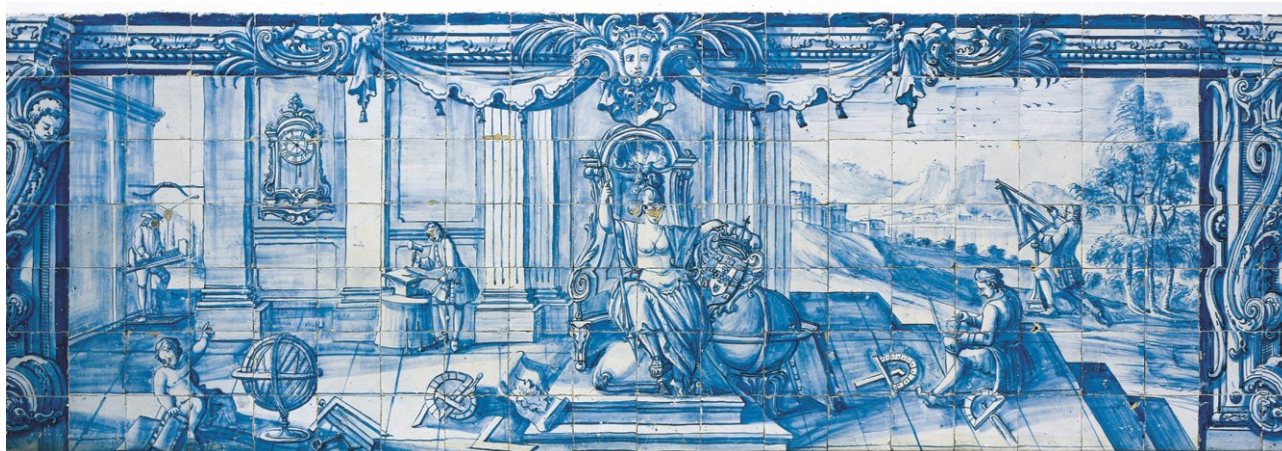
# MODELAÇÃO DA EROÇÃO DO SOLO NUMA REGIÃO DE FORTE IMPACTE DE ACTIVIDADES MINEIRAS E ESTUDO GEOQUÍMICO DAS ZONAS MAIS VULNERÁVEIS, COM VISTA À SUA REMEDIAÇÃO E REABILITAÇÃO. ESTUDO DE UMA ÁREA PILOTO DA BACIA DO RIO PARAPEBA (BACIA DO RIO PARAPEBA - MG, BRASIL)

*Cláudia Sofia Lola Simões*

Tese apresentada à Universidade de Évora  
para obtenção do Grau de Doutor em Ciências do Ambiente

ORIENTADORA: *Professora Doutora Rita Fonseca*

ÉVORA, OUTUBRO DE 2015





## **RESUMO**

### **MODELAÇÃO DA EROÇÃO DO SOLO NUMA REGIÃO DE FORTE IMPACTE DE ACTIVIDADES MINEIRAS E ESTUDO GEOQUÍMICO DAS ZONAS MAIS VULNERÁVEIS, COM VISTA À SUA REMEDIAÇÃO E REABILITAÇÃO. ESTUDO DE UMA ÁREA PILOTO DA BACIA DO RIO PARAPEBA (MINAS GERAIS, BRASIL)**

A erosão acelerada resulta em graves consequências para a qualidade do solo e da água, assim como para a sustentabilidade dos sistemas agrários.

Para caso de estudo seleccionou-se a bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, localizada na região sudoeste do Brasil, na área denominada de Quadrilátero Ferrífero, onde a intensa actividade mineira, se reflecte, não apenas no agravamento dos processos erosivos, mas também, na qualidade da água e do solo.

No trabalho desenvolvido, identificaram-se as zonas mais vulneráveis aos processos erosivos, tendo como base metodologias de modelagem matemática computacional e efectuou-se o estudo geoquímico dos solos, tendo em vista a definição das tecnologias mais adequadas para a remediação da bacia.

Os trabalhos desenvolvidos permitiram identificar situações de contaminação de solos e apresentar soluções para a sua remediação. Desta forma, foi validada a metodologia de estudo proposta, que se considera viável para ser adaptada ao estudo de outros locais.

### **PALAVRAS-CHAVE**

- Erosão; Impactes de actividades mineiras; Extracção sequencial de metais; Solos contaminados com substâncias metálicas; Remediação e reabilitação de área degradadas.



## **ABSTRACT**

### **MODELLING OF SOIL EROSION IN A STRONG IMPACT REGION OF MINING AND GEOCHEMICAL STUDY OF THE MOST VULNERABLE AREAS, WITH A VIEW TO REMEDIATION AND REHABILITATION. STUDY OF AN AREA OF THE BASIN OF THE PARAOPEBA RIVER (MINAS GERAIS, BRAZIL)**

The accelerated erosion results in serious consequences for the quality of soil and water, as well as to the sustainability of agricultural systems.

For case study was selected to Paraopeba River Basin, located in the southwestern region of Brazil, in the area known as the Iron Quadrangle, where intense mining activity, reflected not only in the increase of erosion, but also in quality water and soil.

In the work, the most vulnerable areas to erosion were identified, based on methodologies of computational mathematical modeling and worked up geochemical study of the soil, with a view to defining the most appropriate technologies for the remediation of the basin.

The developed works have identified soil contamination, and provide solutions to their remediation. Thus, it was validated the study proposed methodology, it is considered feasible to be adapted to study other locations.

## **KEY-WORDS**

-Erosion; Impacts of mining activities; Sequential extraction of metals; Soil contaminated with metallic substances; Remediation and rehabilitation of degraded area.



# ÍNDICE GERAL

<b>I. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1.Aspectos gerais sobre Erosão e Desertificação	1
1.2.Consequências da Erosão na Fertilidade e Produtividade dos Solos	10
1.3.Consequências da Erosão na Contaminação de Ecossistemas Aquáticos	12
1.3.1. Assoreamento de Barragens	14
1.3.2. Acumulação de Nutrientes nas Barragens	17
1.4. Os Sistemas de Informação Geográfica na Modelação da Erosão	20
1.4.1. <i>Toolbox</i> EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural)	23
1.5. Quadrilátero Ferrífero e a Exploração Mineira no Brasil	24
1.5.1. Exploração Mineira e Contaminação de Solos e Ecossistemas Aquáticos	28
1.6.Conservação, Remediação e Reabilitação de Solos Contaminados	32
1.7.Criação da READE	35
1.8.Objectivos Principais deste Estudo	36
1.9. Área de Trabalho escolhida neste Estudo	38
<b>2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAOPEBA</b>	<b>39</b>
2.1.Considerações Gerais	39
2.2.Características Populacionais e Económicas	40
2.3.Clima	42
2.4. Caracterização Hidrográfica	45
2.4.1. Exploração Mineira e Contaminação de Solos e Ecossistemas Aquáticos	47
2.5.Características Geológicas e Geomorfológicas	51
2.6.Características Hidrogeológicas	54
2.7.Características do Solo e Vegetação	55
2.8.Usos do Solo	62
<b>3. MODELAÇÃO DA EROSIÃO HÍDRICA ESTRUTURAL DO ALTO PARAOPEBA</b>	<b>67</b>
3.1.Introdução	67
3.2.Modelo EHE – Erosão Hídrica Estrutural	69
3.2.1.Modelo Digital de Elevações	71

3.3. Modelação da Erosão Hídrica Estrutural do Alto Paraopeba	73
3.3.1. Delimitação da Área de Estudo – Alto Paraopeba	73
3.3.2. Modelação da Erosão Hídrica Estrutural – Alto Paraopeba	79
3.4. Conclusões	79
<b>4. O SOLO E A SUA CONTAMINAÇÃO</b>	<b>81</b>
4.1. Introdução	81
4.2. Contaminação do Solo	83
4.3. Políticas de Gestão de Áreas Contaminadas	89
4.3.1. Políticas Internacionais de Gestão de Áreas Contaminadas	89
4.3.2. Políticas Brasileiras de Gestão de Áreas Contaminadas	96
4.3.3. Definição dos Valores Orientadores de Qualidade do Solo no Estado de Minas Gerais	97
4.3.4. Metodologia da Actuação definida para a Gestão de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais	102
4.4. Identificação de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais	108
4.5. Contaminação de Solos com Metais Pesados	113
4.5.1. Introdução	113
4.5.2. Comportamento dos Metais Pesados nos Solos	120
4.5.3. Influência das actividades mineiras na contaminação dos solos por metais pesados	124
4.5.3.1. Fases da Actividade Mineira	125
4.5.3.2. Produção de Resíduos na Exploração Mineira	131
4.5.3.3. Exploração Mineira e os principais Impactes no Brasil	136
4.5.4. O Perigo das Substâncias Metálicas Contaminantes	142
<b>5. EROSIÃO, PRODUTIVIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO VEGETAL</b>	<b>145</b>
5.1. Introdução	145
5.2. Produtividade do Solo e Nutrição Vegetal	147
5.3. Geoquímica do Solo	150
5.3.1. pH	150
5.3.2. Potencial de Oxidação-Redução (Eh)	152
5.3.3. Matéria Orgânica e Carbono	155



5.3.4. Geoquímica de Elementos nas Frações Total, Assimilável e Solúvel	159
5.3.4.1. Macronutrientes Principais	160
5.3.4.1.1. Azoto	160
5.3.4.1.2. Fósforo	165
5.3.4.1.3. Potássio	168
5.3.4.2. Macronutrientes Secundários	172
5.3.4.2.1. Cálcio	172
5.3.4.2.2. Magnésio	173
5.3.4.2.3. Enxofre	174
5.3.4.3. Micronutrientes	176
5.3.4.3.1. Introdução	176
5.3.4.3.2. Micronutrientes Catiões	179
5.3.4.3.3. Micronutrientes Aniões	184
5.3.4.4. Elementos Benéficos	186
5.3.4.4.1. Alumínio	186
5.3.4.4.2. Sódio	188
5.3.4.4.3. Cobalto e Silício	188
5.3.4.5. Elementos Tóxicos	188
5.3.4.5.1. Cádmio	190
5.3.4.5.2. Chumbo	191
5.3.4.5.3. Crómio	192
5.3.4.5.4. Mercúrio	192
5.3.4.5.5. Níquel	194
5.3.4.5.6. Arsénio	195
<b>6. PRÁTICAS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS</b>	199
6.1. Introdução	199
6.2. Práticas de Conservação dos Solos	203
6.2.1. Implementação de Programas de Conservação dos Solos	203
6.3. Recuperação de Áreas Agrícolas Degradadas por Erosão	214

6.3.1.Estratégias de Longo Prazo	215
6.3.2.Estratégias de Médio Prazo	216
6.3.3.Estratégias de Curto Prazo	217
6.4.Recuperação de Áreas Degradadas e Contaminadas	218
6.4.1.Metodologias de Descontaminação de Solos <i>in situ</i>	222
6.4.1.1. Técnicas Físicas e Químicas	222
6.4.1.1.1.Extracção de Vapor do Solo	222
6.4.1.1.2.Solidificação/Estabilização	226
6.4.1.1.3.Oxidação Química	227
6.4.1.1.4.Lavagem do Solo	229
6.4.1.1.5.Separação Electrocinética	230
6.4.1.1.6.Injecção de Nano Partículas de Ferro Zero Valente	231
6.4.1.2. Técnicas Térmicas	236
6.4.1.2.1.Vitrificação	236
6.4.1.3. Técnicas Biológicas	238
6.4.1.3.1.Biorremediação	238
6.4.1.3.2.Bioestimulação	240
6.4.1.3.3.Biorremediação Passiva	243
6.4.1.3.4.Bioarejamento	244
6.4.1.3.5.Fitorremediação	246
6.4.2.Metodologias de Descontaminação de Solos <i>ex situ</i>	252
6.4.2.1. Técnicas Biológicas	252
6.4.2.2. Técnicas Físicas e Químicas	253
6.4.2.2.1.Incorporação em Betume	253
6.4.2.2.2.Incineração	254
6.4.2.3. Biológicas	254
6.4.2.3.1.Agrorremediação ( <i>Landfarming</i> )	254
6.4.2.3.1.Compostagem	259

<b>7. METODOLOGIA</b>	263
7.1.Introdução	263
7.2.Determinação da Área de Estudo e Locais de Amostragem	264
7.3.Metodologia Utilizada na Análise Química dos Solos	267
7.3.1.Amostragem dos Solos	267
7.3.2.Características da Campanha e Rede de Amostragem	267
7.3.3.Preparação Prévia dos Solos Amostrados	273
7.4.Análises Químicas dos Solos	274
7.4.1.pH	274
7.4.2.Eh	274
7.4.3.Fósforo e Potássio	275
7.4.4.Carbono, Azoto e Enxofre	277
7.4.5.Metais	278
<b>8. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS SOLOS DA BACIA DO ALTO PARAÓPEBA</b>	289
8.1.Introdução	289
8.2.pH e Eh dos Solos	290
8.2.1.pH	290
8.2.2.Eh	293
8.3.Geoquímica dos Nutrientes	296
8.3.1.Matéria Orgânica	296
8.3.3.1. Introdução	296
8.3.3.2. Matéria Orgânica no Solo	296
8.3.2.Azoto	301
8.3.2.1. Introdução	301
8.3.2.2. Azoto no Solo	301
8.3.3.Enxofre	304
8.3.3.1. Introdução	304
8.3.3.2. Enxofre no Solo	304

8.3.4.Fósforo	306
8.3.4.1. Introdução	306
8.3.4.2. Fósforo Assimilável	307
8.3.4.3. Fósforo Solúvel	310
8.3.5.Potássio	314
8.3.5.1. Introdução	314
8.3.5.2. Potássio Assimilável	314
8.4. Avaliação dos Teores Totais e da Disponibilidade de Metais no Solo	321
8.4.1.Introdução	321
8.4.2.Teores Totais Extraíveis de Metais Pesados nos Solos	322
8.4.3.Extracção Sequencial de Metais	329
8.5.Conclusões	358
<b>9. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b>	361
9.1.Modelação da Erosão do Solos	361
9.2.Análises da Capacidade Agronómica do Solo	363
9.2.1. Avaliação da Produtividade dos Solos	363
9.2.2. Teores Totais e Disponibilidade de Metais nos Solos	364
9.3. Proposta de Medidas para a Conservação do Solo	367
9.3.1. Áreas Agrícolas	369
9.3.2. Áreas de Pastagem	371
9.3.3. Áreas Florestais	372
9.3.4. Corredores Ripários	373
9.3.5. Áreas Urbanas	374
9.3.6. Áreas Mineiras	375
9.3.5. Taludes de Estradas e Caminhos	375
9.4.Proposta de Medidas para a Reabilitação de Zonas Degradadas	376
<b>10. CONCLUSÕES</b>	379
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	383

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 - Representação do impacto da chuva no solo ( <i>splash</i> ) a) e b) (Holý, 1980)	2
Figura 1.2 – Influência do coberto vegetal na erosão hídrica no solo (Adaptado de Holý, 1980).	4
Figura 1.3 – Mapa das zonas mais suscetíveis à erosão hídrica (Adaptado de Holý, 1980)	4
Figura 1.4 – Principais funções da vegetação no controle dos processos erosivos (Adaptado de Lanza, 2011)	5
Figura 1.5 – Erosão em sulcos com desmoronamento de massa de solo a); Erosão por desabamento (em <i>voçorocas</i> ) b) (Almeida Filho <i>et al.</i> , 2001)	6
Figura 1.6 – Velocidade de infiltração em solos de diferentes texturas (Adaptado de Morgan, 1997)	7
Figura 1.7 – Mapa das áreas de risco de Desertificação (Suertegaray <i>et al.</i> 2001)	8
Figura 1.8 – Mapa de ocorrência de Desertificação e áreas de atenção especial no Brasil (Suertegaray <i>et al.</i> 2001)	8
Figura 1.9 – Ciclo da água (Adaptado de Wolfe, 2001)	12
Figura 1.10 – Representação à escala mundial da variação da produção média anual de sedimentos (Adaptado de Morgan, 1997)	13
Figura 1.11 – Evolução do assoreamento de uma albufeira (Adaptado de Tarbuck & Lutgens, 2000)	17
Figura 1.12 – Esquema representativo do fluxo de nutrientes para a albufeira (Adaptado de Tomita & Byruth, 2002)	18
Figura 1.13 - Evolução de uma barragem Oligotrófica para Eutrófica e Hipereutrófica, devido ao fenómeno de eutrofização, provocado pela adição de nutrientes provenientes de efluentes urbanos, industriais, fertilizantes agrícolas e sedimentos	19
Figura 1.14 - Mapa da localização do Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais) (Ruchys de Azevedo, 2007)	25
Figura 1.15 - Abundância relativa global de formações ferríferas em relação ao volume de maior ocorrência conhecida e respectiva idade do Grupo Hamersley na Austrália (Fonseca do Carmo, 2010)	26
Figura 1.16 - Evolução na produção Brasileira de minério de Ferro (Fonseca do Carmo, 2010)	26

Figura 1.17 – Principais tipos de Extracção Mineira efectuados no Brasil ( <u>Geografia 2</u> , 2009)	27
Figura 1.18 - Serra da Piedade a); Serra do Itatiaiuçu b) (extremo oeste do Quadrilátero Ferrífero) (Fonseca do Carmo, 2010)	27
Figura 1.19 - Principais aspectos e impactes ambientais relacionados com a exploração mineira e com o processamento/tratamento dos minerais extraídos (Adaptado de Borma & Soares, S/data)	32
Figura 2.1 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e da Sub-bacia do Rio Paraopeba (CBH Paraopeba, S/data)	39
Figura 2.2 – Distribuição da população na bacia do rio Paraopeba (Medeiros, 2000)	40
Figura 2.3 – Mapa de isoietas de precipitação média anual (Medeiros, 2000)	43
Figura 2.4 – Tipologias climáticas existentes na bacia do Rio Paraopeba, de acordo com a classificação de Köppen (Durães, 2010)	44
Figura 2.5 - Perfil longitudinal do Rio Paraopeba (Medeiros, 2000)	46
Figura 2.6 – Representação da sub-bacia do Rio Paraopeba (Adaptado de IGAM, 2005)	47
Figura 2.7 – Rio Paraopeba ( <a href="http://www.panoramio.com">www.panoramio.com</a> )	48
Figura 2.8 – Município de Brumadinho nas margens do Rio Paraopeba (CBH Paraopeba, S/data)	49
Figura 2.9 – Junção dos Rios Camapuã e Paraopeba ( <a href="http://www.panoramio.com">www.panoramio.com</a> )	50
Figura 2.10 – Mapa Geológico da BH do Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de FEAM, 2011)	52
Figura 2.11 – Mapa Hidrogeológico da BH do Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de FEAM, 2011)	54
Figura 2.12 – Modelo Digital do Terreno (Medeiros, 2000)	56
Figura 2.13 – Mapa fitogeográfico do Brasil, com localização do Rio Paraopeba (PortalBrasil, S/data)	57
Figura 2.14 - Vegetação predominante existente na bacia do rio Paraopeba a); Mata atlântica remanescente b) (Durães, 2010)	58
Figura 2.15 – Mapa de Solos da bacia do Rio Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de Durães, 2010)	59
Figura 2.16 – Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de Durães, 2010)	62
Figura 2.17 – Impacte da extracção de areia na ribeira de São João (IGAM, 2005)	64

Figura 2.18 – Rejeitos de ardósia depositados nas margens do rio Paraopeba (IGAM, 2005)	64
Figura 2.19 – Siderurgia localizada nas margens do rio Maranhão (IGAM, 2005)	65
Figura 2.20 – Rio Maranhão na localidade de Gaje, onde é possível verificar a erosão acelerada e o desmatamento das margens e o consequente assoreamento do rio na época das chuvas (IGAM, 2005)	66
Figura 2.21 - Rio Camapuã em Jaceaba, onde é possível verificar o forte impacte da ocupação humana e do desmatamento nas margens do rio (IGAM, 2005)	66
Figura 3.1 – Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba e identificação da área de estudo (Alto Paraopeba)	73
Figura 3.2 – Relevo da BH dos Rios Paraopeba e das Velhas	74
Figura 3.3 – Limites da BH do Rio Paraopeba e linhas de drenagem	74
Figura 3.4 – Delimitação do Alto Paraopeba	74
Figura 3.5 – Delimitação e corte da zona do Alto Paraopeba	75
Figura 3.6 – Visualização de pequenas bacias ou porte de bacias existentes na zona adjacente à área de estudo	75
Figura 3.7 – Adição de uma nova coluna “area”	76
Figura 3.8 – Delimitação das Bacias hidrográficas apenas existentes da área de estudo	77
Figura 3.9 – Identificação do ponto adicionado no Ponto I (utilizado para delimitar na bacia hidrográfica a zona de estudo - Alto Paraopeba)	77
Figura 3.10 – Delimitação da área de estudo – Alto Paraopeba	78
Figura 3.11 – Identificação das áreas expostas a maior e menor risco de erosão estrutural	79
Figura 4.1 - O solo como intermediário ativo, entre a atmosfera, biosfera e hidrosfera (Adaptado de Blum, 2005)	82
Figura 4.2 – Poluição e contaminação do solo, provocadas pela utilização excessiva de combustíveis fósseis, pela exploração agrícola e florestal e por actividades de exploração mineira (Adaptado de Blum, 2005)	84
Figura 4.3 – Via de contaminação do solo (e águas subterrâneas) através da deposição de resíduos de forma não controlada (Adaptado de CETESB, 2001)	87
Figura 4.4 – Via de contaminação do solo (e águas subterrâneas) através da existência de áreas industriais abandonadas (Adaptado de CETESB, 2001)	88
Figura 4.5 – Abordagem a adoptar pelos Estados-Membros em caso de ameaças ao	95

solo, provocadas por Erosão, Diminuição da matéria orgânica, Salinização, Compactação e Desabamento de terras (Adaptado de COM 2006/231 Final)	
Figura 4.6 – Abordagem a adoptar pelos Estados-Membros em caso de ameaças ao solo, provocadas por Contaminação (Adaptado de COM 2006/231 Final)	95
Figura 4.7 – Procedimentos/acções adoptadas nas Fases de Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória	104
Figura 4.8 – Factores que deverão servir de base à Avaliação de Risco (Adaptado de Moraes, 2007)	105
Figura 4.9 - Metodologia de actuação adoptada para a Gestão de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais (Adaptado de FIEMG, 2009)	107
Figura 4.10 – Área de abrangência territorial das Supram's (SISEMA, 2009)	110
Figura 4.11 – Classificação de áreas inventariadas (Adaptado de SISEMA, 2009)	111
Figura 4.12 – Distribuição das Declarações inventariadas por áreas Supram (Adaptado de SISEMA, 2009)	111
Figura 4.13 – Distribuição de Áreas inventariadas por áreas de atividade desenvolvida (Adaptado de SISEMA, 2009)	112
Figura 4.14 – Distribuição das áreas inventariadas por fase de gestão (Adaptado de SISEMA, 2009)	112
Figura 4.15 – Distribuição da área inventariada por tipo de contaminante (Adaptado de SISEMA, 2009)	113
Figura 4.16 – Ciclo das Rochas (Adaptado de Siegel, 2002)	114
Figura 4.17 – Fontes antropogénicas de contaminação de solos e águas com metais pesados (Adaptado de Singh & Steinnes, 1994)	116
Figura 4.18 – Tipos de interações existentes entre as fases, sólida e líquida do solo (Adaptado de Tavares, 2009)	122
Figura 4.19 – Modelo de funcionamento do ciclo mineiro (Adaptado de Gomes, 1999)	126
Figura 4.20 – Diagrama ilustrativo das etapas que constituem a fase de concentração do minério (Adaptado de Roque, 2013)	129
Figura 4.21 – Diagrama esquemático que ilustra o processo de formação de drenagens mineiras em zonas de deposição de estéréis ou em zonas de lavra de minas a céu-aberto (Adaptado de Pateck & Blowes, 2003)	132
Figura 4.22 – Diagrama esquemático que ilustra as transformações físicas e geoquímicas que se encontram na origem da formação de elevadas concentrações de sólidos	135



dissolvidos em águas de drenagem de minas (Adaptado de Pateck & Blowes, 2003)	
Figura 4.23 – Diagrama esquemático onde se ilustra os impactes causados nos ecossistemas aquáticos, devido à acção de drenagens mineiras concentradas. Este esquema demonstra a forma como a evaporação promove o aumento da concentração das espécies dissolvidas e a sua posterior precipitação (Adaptado de Pateck & Blowes, 2003)	136
Figura 4.24 – Garimpeiros no Rio Juma (Amazónia) (Lacerda & Malm, 2008)	139
Figura 4.25 – Qualidade das Águas Superficiais no ano de 2001 - Bacia do Rio São Francisco – Sub-bacia do Rio Paraopeba (IGAM, 2002)	140
Figura 4.26 – Localização das áreas fornecedoras de sedimento para a barragem de Três Marias (Simões, 2007)	141
Figura 4.27 – Avaliação da perigosidade das substâncias químicas (Adaptado de Jorge, 2003)	143
Figura 5.1 – Diagrama esquemático da absorção de nutrientes da solução do solo, na superfície de minerais de argila e nos colóides de húmus pela raiz das plantas (Adaptado de Donahue <i>et al.</i> 1983)	149
Figura 5.2 – Relação existente entre os micronutrientes do solo e o pH do solo (Brady & Weil, 2002)	152
Figura 5.3 - Efeito do pH e do potencial de oxidação-redução na ocorrência de importantes reacções no solo (Adaptado de Brady & Weil, 2002)	154
Figura 5.4 – Ciclo do carbono no solo (Adaptado de Killham, 1994)	156
Figura 5.5 – Ciclo do Azoto (Adaptado de Donahue <i>et al.</i> 1983)	161
Figura 5.6 – Esquema resumido do Ciclo do Fósforo nos solos (Adaptado de Santos, 2001)	165
Figura 5.7 – Formas de fósforo existente na solução do solo de acordo com o pH (Adaptado de Brady & Weil, 2002)	166
Figura 5.8 – Esquema resumido do Ciclo do Potássio no solo (Adaptado de Santos, 2001)	169
Figura 5.9 – Relação do potássio com a fracção argilosa do solo (Brady & Weil, 2002)	170
Figura 5.10 – Influência do pH sobre o potássio no complexo de troca do solo (Brady & Weil, 2002)	171
Figura 5.11 – Relação entre ganhos e perdas de enxofre no solo (Adaptado de Brady & Weil, 2002)	175

Figura 5.12 – Relação existente entre a concentração de micronutrientes disponíveis no solo e o crescimento e desenvolvimento das plantas (Adaptado de Brady & Weil, 2002)	177
Figura 5.13 – Ciclo geoquímico dos micronutrientes no solo (Adaptado de Varennes, 2003)	178
Figura 5.14 – Relação entre a solubilidade do zinco e o pH do solo (Adaptado de Coelho & Verlengia, 1973)	179
Figura 5.15 – Relação entre a solubilidade do cobre e o pH do solo (Adaptado de Coelho & Verlengia, 1973)	181
Figura 5.16 – Relação entre a solubilidade do manganês e o pH do solo (Adaptado de Coelho & Verlengia, 1973)	182
Figura 5.17 – Concentração deficiente, normal e tóxica de diferentes micronutrientes no solo. Nesta figura as concentrações encontram-se apresentadas numa escala logarítmica para melhor representar as diferenças existentes entre o molibdénio e os restantes nutrientes (Adaptado de Brady & Weil, 2002)	184
Figura 5.18 – Ciclo biogeoquímico dos elementos vestigiais (Adaptado de Varennes, 2003)	190
Figura 5.19 – Ciclo do arsénio no ambiente (Tavares, 2010)	195
Figura 5.20 – Incidentes com arsénio em águas subterrâneas (Correia, 2008)	197
Figura 6.1 – Efeitos da erosão hídrica em Congonhas (Rio Preto - MG) (Grupo 8 dos locais de amostragem analisados)	204
Figura 6.2 – Efeito das queimadas num solo degradado pela erosão (Entre Rios de Minas – São José das Mercês - MG) (Grupo 2 dos locais de amostragem analisados)	205
Figura 6.3 – Exemplo de um terreno cultivado com rotatividade de culturas na Pensilvânia (Blanco & Lal, 2008)	206
Figura 6.4 – Pormenor de uma cultura plantada sobre resíduos vegetais (Blanco & Lal, 2008)	207
Figura 6.5 - Plantação de acordo com as curvas de nível a); Plantação em contornos b) (Blanco & Lal, 2008)	208
Figura 6.6 – Sequência de processos utilizados na implementação de estratégias de conservação do solo (Adaptado de Morgan, 1997)	210
Figura 6.7 – Corredor ripário degradado em Ouro Branco (MG) (Grupo 6 dos locais de amostragem analisados)	214
Figura 6.8 – Mina da Casa de Pedra (Ferro), Congonhas, MG. (Fonte: Coogle Earth)	219

Figura 6.9 – Princípios de funcionamento da técnica de Extracção de Vapor do Solo (Adaptado de Lourenço, 1998)	223
Figura 6.10 – Princípios de funcionamento da técnica de Extracção de Vapor do Solo, combinada com Injecção de Ar (Adaptado de USEPSA, 2006)	224
Figura 6.11 – Esquema representativo da técnica de Solidificação/Estabilização – vertente Perfuração Vertical (USEPA, 2006)	226
Figura 6.12 – Princípios de funcionamento da técnica de Oxidação Química (o persulfato de sódio é utilizado como oxidante e o calor é utilizada na activação da reacção (Adaptado de Tsitonaki & Bjerg, 2008)	228
Figura 6.13 – Princípios de funcionamento da técnica de Lavagem do Solo (Adaptado de USEPA, 1997)	229
Figura 6.14 – Princípios de funcionamento da Separação electrocinética (Adaptado de USEPA, 2006)	230
Figura 6.15 – Aplicabilidade da injecção de nano partículas na remediação de solos e águas subterrâneas contaminadas (Adaptado de Saccoccio <i>et al.</i> 2010)	233
Figura 6.16 – Esquema ilustrativo das reacções de descontaminação de metais pesados e compostos organoclorados por ferro metálico (Adaptado de Saccoccio <i>et al.</i> 2010)	234
Figura 6.17 - Mecanismos de redução dos compostos orgânicos halogenados em função da injecção de nano partículas de ferro zero valente no solo (Adaptado de Saccoccio <i>et al.</i> 2010)	235
Figura 6.18 – Esquema representativo da Técnica de Vitrificação (Adaptado de USEPA, 2006)	237
Figura 6.19 – Esquema representativo da Técnica de Bioestimulação (Adaptado de Cole, 1994)	240
Figura 6.20 – Mecanismos da fitorremediação (Adaptado de Anselmo & Jones, 2005; Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2006)	248
Figura 6.21 – Esquema representativo dos processos envolvidos na fitoextracção de solos contaminados por metais pesados (Adaptado de Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2006)	249
Figura 6.22 – Processos envolvidos na fitoextracção (Adaptado de Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2006)	250
Figura 6.23 – Esquema representativo da técnica de agrorremediação (Adaptado USEPA, 1994)	256
Figura 6.24 – Compostagem em pilhas (arejamento por revolvimento) (Martinho &	260

Gonçalves, 2000)	
Figura 6.25 – Compostagem em pilhas (arejamento forçado): Aspiração de ar; Insuflação de ar (Adaptado de Martinho & Gonçalves, 2000)	261
Figura 7.1 – Identificação da área de estudo – Alto Paraopeba (Minas Gerais)	264
Figura 7.2 – Identificação das áreas expostas a maior e menor risco de erosão estrutural	265
Figura 7.3 – Identificação dos factores prioritários para a definição de pontos de amostragem	266
Figura 7.4 – Amostragem de solos	267
Figura 7.5 – Amostragem de solos	267
Figura 7.6 – Localização dos locais de amostragem	272
Figura 7.7 – Representação dos Grupos de amostras criados, de acordo com a sua localização	272
Figura 7.8 – Balanças analíticas	273
Figura 7.9 – Estufa	274
Figura 7.10 – Agitador orbital	275
Figura 7.11 – Filtração das amostras	276
Figura 7.12 – Representação esquemática do procedimento de Extracção com <i>Aqua Regia</i> aferido por Fonseca (2010).	279
Figura 7.13 – Representação esquemática do procedimento de Extracção Sequencial aferido por Fonseca (2010)	280
Figura 7.14 – Etapa I da Extracção Sequencial	280
Figura 7.15 – Etapa II da Extracção Sequencial	281
Figura 7.16 – Etapa III da Extracção Sequencial	281
Figura 7.17 – Etapa IV da Extracção Sequencial	282
Figura 7.18 – Etapa V da Extracção Sequencial	282
Figura 7.19 – Centrifuga	283
Figura 7.20 – Amostras no banho de areia	283
Figura 7.21 – Amostras na caixa com radiação UV	284
Figura 7.22 – Espectrómetro de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES)	284
Figura 7.23 – Esquema das reacções que ocorrem na Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES)	285

Figura 7.24 – Observação radial a); Observação axial b) (Silva, S/data)	286
Figura 7.25 – Sobreposição dos picos de arsênio e cádmio para as linhas de emissão em 228,812 nm e 228,802 nm, respectivamente (Silva, S/data)	287
Figura 7.26 – Separação dos picos referentes às linhas de emissão do arsênio em 228,812 nm e cádmio em 228,802 nm, permitindo a determinação destes elementos após ajuste do método matemático utilizado no método de análise (Silva, S/data)	287
Figura 8.1 – Valores de pH (Solo) obtidos para os Grupos G1 a G4 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.	291
Figura 8.2 – Distribuição espacial dos valores médios de pH (solo) nos grupos de solos da Bacia Alto Paraopeba	292
Figura 8.3 - Valores de Eh (Solo) obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras	294
Figura 8.4 – Distribuição espacial dos valores médios de Eh (mV) (solo) nos grupos de solos analisados na Bacia do Alto Paraopeba	295
Figura 8.5 – Distribuição espacial dos valores médios da proporção entre carbono orgânico e inorgânico, em cada grupo de amostras de solo	297
Figura 8.6 - Representação gráfica dos teores de matéria orgânica dos solos dos Grupos G1 a G2. As linhas a tracejado representam o intervalo de valores considerados médios para diferentes tipos de solos minerais, de acordo com diversos autores (Donahue <i>et al.</i> 1983; Santos, 1991)	299
Figura 8.7 – Representação gráfica dos teores de azoto dos solos dos Grupos G1 a G2. As linhas a tracejado representam o intervalo de valores considerados médios para diferentes tipos de solos de acordo com diversos autores (Donahue <i>et al.</i> 1983; Santos, 1991)	301
Figura 8.8 - Valores de P assimilável obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados	308
Figura 8.9 – Distribuição espacial dos valores médios de P assimilável nos grupos de solos da Bacia do Alto Paraopeba	309
Figura 8.10 - Valores de P solúvel obtidos para os Grupos G1 e G2 dos solos amostrados.	312
Figura 8.11 – Distribuição espacial dos valores médios de P solúvel nos grupos de solos	316

da Bacia do Alto Paraopeba	
Figura 8.12 - Valores de K assimilável obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados	316
Figura 8.13 – Distribuição espacial dos valores médios de K assimilável nos grupos de solos da Bacia do Alto Paraopeba	317
Figura 8.14 – Valores de K assimilável obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados em função do pH	319
Figura 8.15 – Comparação entre os teores totais de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pelo CETESB para os metais As, Cd, Co e Cr	324
Figura 8.16 – Comparação entre os teores totais de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pelo CETESB para os metais Cu, Ni, Pb e Zn	327
Figura 8.17 – Representação gráfica da extracção sequencial do As	335
Figura 8.18 – Representação gráfica da extracção sequencial do Cd	337
Figura 8.19 – Representação gráfica da extracção sequencial do Ni	339
Figura 8.20 – Representação gráfica da extracção sequencial do Co	341
Figura 8.21 – Representação gráfica da extracção sequencial do Cr	344
Figura 8.22 – Representação gráfica da extracção sequencial do Cu	346
Figura 8.23 – Representação gráfica da extracção sequencial do Pb	349
Figura 8.24 – Representação gráfica da extracção sequencial do Zn	352
Figura 8.25 – Representação gráfica da extracção sequencial do Fe	354
Figura 8.26 – Representação gráfica da extracção sequencial do Mn	356

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 – Diferença entre a EUPS e a EUPSR (Brady & Weil, 2002)	21
Tabela 1.2 – Fases do empreendimento mineiro e principais impactes negativos no ambiente (Gonçalves, 2010)	30
Tabela 1.3 – Classificação das técnicas de remediação de solos contaminados (Cole, 1994; USEPA, 2006; Albergaria, 2007)	34
Tabela 2.1 – População total que integra os Municípios existentes na Bacia do Rio Paraopeba (Medeiros, 2000)	41
Tabela 2.2 – Balanço hídrico no Alto Paraopeba (Lanza, 2011)	45
Tabela 2.3 – Principais barragens existentes na Bacia do Rio Paraopeba (Medeiros, 2000)	46
Tabela 2.4 – Classificação dos Solos existentes na área de estudo, de acordo com o Mapa de Solos de Estado de Minas Gerais (2010)	60
Tabela 2.5 - Áreas ocupadas pelas classes de solos referidas (Durães, 2010)	60
Tabela 2.6 - Área ocupada por classe de uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba (Durães, 2010)	60
Tabela 3.1 – Tipologias de base a adoptar na elaboração de modelos de previsão de erosão (Morgan, 1997)	67
Tabela 4.1 – Lista de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas (Adaptado de DN Conjunta COPAM/CERH n°. 02/2010)	99
Tabela 4.2 – Concentração média natural de metais pesados nos principais tipos de rochas e na solução do solo (Adaptado de Singh & Steinnes, 1994; Nogueirol, 2008)	114
Tabela 4.3 – Concentrações médias de metais pesados em alguns pesticidas e correctivos à base de cal (Adaptado de Singh & Steinnes, 1994)	116
Tabela 4.4 – Origem e principais efeitos dos metais pesados nos seres vivos (Adaptado de Sparks, 1995)	118
Tabela 4.5 – Principais impactes ambientais da extracção mineira no Brasil (Farias, 2012)	137
Tabela 5.1 – Classificações dos solos de acordo com os valores de pH (Adaptado de Varennes, 2003)	151
Tabela 5.2 – Formas oxidadas e reduzidas de diversas substâncias no solo e o respectivo Potencial Redox (Eh) (mv) (Adaptado de Brady & Weil, 2002)	154
Tabela 5.3 – Distribuição típica de carbono em diferentes ecossistemas (Adaptado de Killham, 1994)	157

Tabela 5.4 – Principais fontes antrópicas de metais pesados (Adaptado de Araujo & Filho, 2010)	189
Tabela 6.1 – Efeito das diferentes práticas de conservação do solo sobre as fases erosivas de desprendimento e transporte (Adaptado de Schwab <i>et al.</i> 1990; Morgan, 1997; Blanco & Lal, 2008)	208
Tabela 6.2 - Adequação de cada tecnologia de descontaminação de solos <i>in situ</i> a cada classe de contaminante (Adaptado de USEPA, 2006)	221
Tabela 6.3 - Adequação de cada tecnologia de descontaminação de solos <i>ex situ</i> a cada classe de contaminante (Cole, 1994; USEPA, 1994; Reis <i>et al.</i> 2003)	222
Tabela 6.4 – Principais vantagens e desvantagens da técnica de Extração de Vapor do Solo (Lourenço, 1998; Albergaria, 2007; Ferreira & Fernandes, 2010)	225
Tabela 6.5 – Metais utilizados no tratamento de contaminantes (Adaptado de Saccoccio <i>et al.</i> 2010)	231
Tabela 6.6 – Lista dos principais contaminantes tratados por nano partículas de ferro zero valente (Adaptado de Saccoccio <i>et al.</i> 2010)	233
Tabela 6.7 – Formas de metabolismo existentes na Biodegradação (COAM, 2010)	239
Tabela 6.8 – Parâmetros a avaliar antes da aplicação do bioarejamento (USEPA, 1994; Reginatto, 2012)	246
Tabela 6.9 – Características das plantas a utilizar na fitorremediação (Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2006)	247
Tabela 6.10 – Principais vantagens e desvantagens da técnica <i>Landfarming</i> (USEPA, 1994)	258
Tabela 7.1 – Características da campanha e rede de amostragem realizada no Alto Paraopeba	268
Tabela 8.1 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do pH de cada grupo de solos analisados na Bacia do Alto Paraopeba	290
Tabela 8.2 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do Eh (mV) dos 8 Grupos de solos analisados na Bacia do Alto Paraopeba	293
Tabela 8.3 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de $C_{org}$ (%) e $C_{inorg}$ (%) obtidos para os solos da Bacia do Alto Paraopeba	298
Tabela 8.4 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de Matéria Orgânica (%) dos solos da Bacia do Alto Paraopeba	299
Tabela 8.5 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de Azoto (%) dos solos do da Bacia do Alto Paraopeba	303



Tabela 8.6 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do fósforo assimilável (mg/kg) dos solos da Bacia do Alto Paraopeba	307
Tabela 8.7 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do fósforo solúvel dos solos da Bacia do Alto Paraopeba	310
Tabela 8.8 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do potássio assimilável dos solos da Bacia do Alto Paraopeba	315
Tabela 8.9 – Comparação entre os teores totais extraíveis de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pelo CETESB	323
Tabela 8.10 – Comparação entre os teores totais de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pelo CETESB	326
Tabela 8.11 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais.	330
Tabela 8.12 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais (Continuação)	331
Tabela 8.13 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais (Continuação)	332
Tabela 8.14 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais (Continuação)	333
Tabela 8.15 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais (Continuação)	334



## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I – Coordenadas da Rede de Amostragem	i
Anexo II – Mapas de Campo com Localização dos Locais de Amostragem	v
Anexo III – Registo Fotográfico dos Locais de Amostragem	xv
Anexo IV – Resultados Analíticos: pH	xxv
Anexo V – Resultados Analíticos: Eh	xxvii
Anexo VI – Resultados Analíticos: Carbono	xxix
Anexo VII – Resultados: Matéria Orgânica	xxxi
Anexo VIII – Resultados Analíticos: Azoto	xxxii
Anexo IX – Resultados Analíticos: Fósforo Assimilável	xxxv
Anexo X – Resultados Analíticos: Fósforo Solúvel	xxxvii
Anexo XI – Resultados Analíticos: Potássio Assimilável	xxxix
Anexo XII – Listagem das Plantas Hiperacumuladoras Referidas na Bibliografia Consultada	xli



## **AGRADECIMENTOS**

- Agradeço especialmente aos meus pais e ao meu irmão, por me terem motivado a continuar o meu percurso e por me terem dado, sempre, uma ajuda preciosa durante o caminho.
- Agradeço também ao meu namorado por todo o apoio e motivação que me deu e, por sempre acreditar.
- Agradeço especialmente à minha Orientadora, a Professora Doutora Rita Fonseca, por me ter continuado a ensinar, pelo encorajamento e por toda a disponibilidade e simpatia com que sempre me recebeu. É para mim um orgulho ter feito, mais uma vez, parte da sua equipa de trabalho.
- Agradeço também de forma especial ao Eng. Marcus Fernandes e aos restantes membros do CETEC, responsáveis pela campanha de amostragem, sem a qual não teria sido possível a realização deste trabalho.
- Agradeço ao Professor Doutor Nuno Neves pela ajuda que me deu na utilização do *ArcGis* e na Modelação da Erosão Hídrica Estrutural da zona de estudo.
- Agradeço especialmente à minha grande amiga Anabela Rosado, por me ter acompanhado e por me ter ajudado sempre que necessitei.



## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO

#### 1.1. Aspectos Gerais sobre Erosão e Desertificação

Na porção superficial da crosta terrestre verificam-se constantemente acções erosivas, isto é, desgaste e remoção de materiais, principalmente sob a acção da água que não se infiltra e escorre sobre o terreno (Botelho da Costa, 1995). A erosão acelerada é uma das principais causas de desaparecimento dos solos (Lepsch, 1977). A erosão é o processo através do qual o solo é transportado de um local para outro por acção do vento (erosão eólica) ou da água (erosão hídrica). A última, é responsável por cerca de 75% das perdas de solo, a nível mundial, e a erosão eólica pelas restantes 25%, sendo também a mais actuante nos meios tropicais (Lepsch, 1977; Lanza, 2011).

Embora se reconheça que a erosão é a etapa final de todos os solos, no passado, a erosão podia ser considerada, por via da regra, um processo gradual e lento, porque muita da superfície da terra estava coberta e protegida por árvores, arbustos, ervas e outras plantas (Fonseca & Barriga, 2003 a, b). A erosão é fundamentalmente um processo natural e que está na origem dos solos de aluvião, ou da acumulação de vales de materiais provenientes das encostas. Contudo, algumas práticas culturais aumentam os riscos de erosão, em especial aquelas que deixam a superfície do solo desprotegida (Varenes, 2003).

No entanto, actividades antrópicas como a agricultura, que muitas vezes recorre a práticas com utilização de métodos cada vez mais exigentes em termos de produção e que envolvem grandes mobilizações de solo (Fonseca & Barriga, 2003 a, b), a exploração florestal e a construção, que eliminam ou alteram a vegetação natural, aceleram em grande medida a velocidade da erosão do solo (Botelho da Costa, 1995; Tarbuck & Lutgens, 2000).

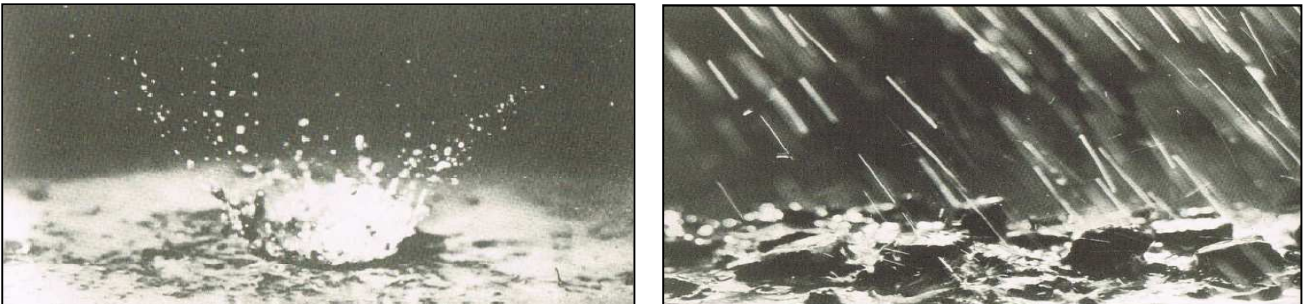
A erosão representa uma das mais sérias ameaças à produtividade dos solos, porque se traduz na perda de parte ou mesmo da totalidade da camada arável, mais rica em matéria orgânica, nutrientes minerais e organismos do solo, neste sentido a intensificação do uso da terra, especialmente em termos de actividades agrícolas, provoca a eliminação da cobertura vegetal

natural e promove o desencadeamento de processos de erosão acelerada dos solos (Varenes, 2003; Dutra *et al.*, S/data).

A erosão acelerada dos solos e, em particular a erosão hídrica, é um problema que afecta vastas áreas do globo, com graves consequências para a qualidade dos recursos naturais, solo e água. A sustentabilidade dos sistemas produtivos agrários (agrícolas, florestais, agrossilvopastoris) que deles dependem é também forçosamente diminuída. Neste sentido, estarão em causa, para além dos recursos mencionados, a economia e a sobrevivência de importantes faixas da população, a nível global e os equilíbrios económicos e demográficos, por vezes frágeis, nessas áreas (Figueiredo & Gonçalves, 2008).

Ainda que as partículas de solo arrastadas percorram poucas distâncias, sempre que ocorre precipitação, quantidades importantes de solo são arrastadas, chegando aos rios, onde são transportadas pela corrente, ocorrendo posteriormente a sedimentação (Tarbuck & Lutgens, 2000). A capacidade da chuva em causar erosão encontra-se relacionada com a quantidade de energia contida nas gotas que atingem o solo (Silva da Cruz, 2006). Quando ocorre precipitação, a água que flui através da superfície arrasta partículas de solo.

O *splash* ou salpicamento é o estágio mais inicial do processo erosivo e é provocado pelo impacto das gotas de chuva no solo (Figura 1.1 a e b). A energia cinética desprendida aumenta com a intensidade da precipitação, com a velocidade e tamanho das gotas (Holý, 1980; Lanza, 2011).



**Figura 1.1 (a e b)** - Representação do impacto da chuva no solo (*splash*) (Holý, 1980).

Neste sentido, o declive do terreno, juntamente com o poder erosivo da chuva, influencia negativamente o processo de erosão hídrica do solo, uma vez que, quanto maior for a inclinação do terreno e a energia cinética das gotas de chuva, maior será a degradação das partículas do solo, facilitando o seu desprendimento e transporte para outras áreas (Silva da Cruz, 2006).

Alguns autores defendem que uma característica importante da chuva é o padrão de precipitação, definido em função da ocorrência do pico de intensidade de precipitação,



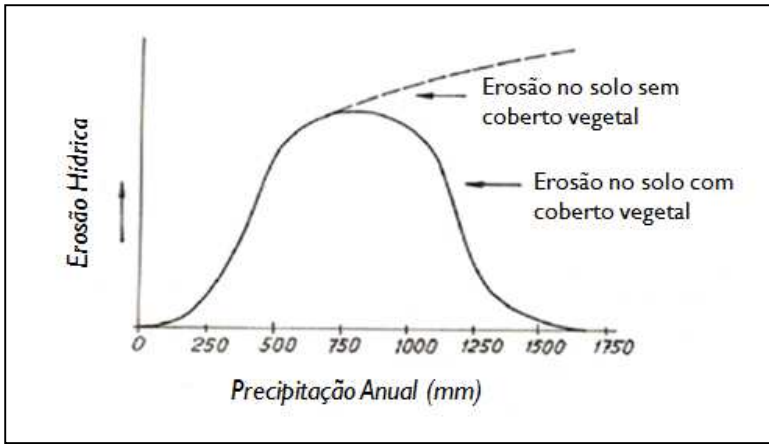
relativamente à sua duração (Brady & Weil, 2002). Desta forma, quando os maiores valores de intensidade de precipitação ocorrem no primeiro terço de duração da chuva, trata-se de uma chuva de padrão de precipitação avançado, sendo este tipo de chuva, o que menos dano provoca, do ponto de vista do processo erosivo (Brady & Weil, 2002; Silva da Cruz, 2006) uma vez que nestas circunstâncias se encontra favorecida a infiltração, tanto maior, quanto a porosidade do solo. Por outro lado, quando a intensidade da chuva apresenta ao longo da sua distribuição, o pico de intensidade no terço médio de duração, trata-se de uma chuva de padrão intermediário. Finalmente, a chuva com padrão de precipitação atrasado, apresenta os picos de intensidade de precipitação durante o terço final da sua duração, coincidindo com o solo já humedecido e, como consequência, com menor capacidade de infiltração, favorecendo o processo de escoamento superficial (Silva da Cruz, 2006).

A erosão hídrica é no Brasil mais importante que a erosão causada pelo vento (Lepsch, 1977) e envolve dois processos, a destruição da estrutura do solo (ou desagregação do solo) e o transporte das partículas, sobretudo as de menor dimensão. A destruição da estrutura do solo é ocasionada tanto pelo impacto das gotas da chuva, tanto pelas águas que escorrem à superfície (Lepsch, 1977; Varennes, 2003).

O impacto directo das gotas de chuva num solo desprovido de vegetação provoca a desagregação de partículas, sendo o primeiro passo para a erosão. Pelo contrário, quando a superfície do solo está revestida com vegetação, em especial mata, a copa das árvores absorve a maior parte da energia associada às gotas de chuva, e o manto de folhas sobre o solo amortece o restante impacto, resultante da queda da água, da copa até à superfície do solo (Lepsch, 1977).

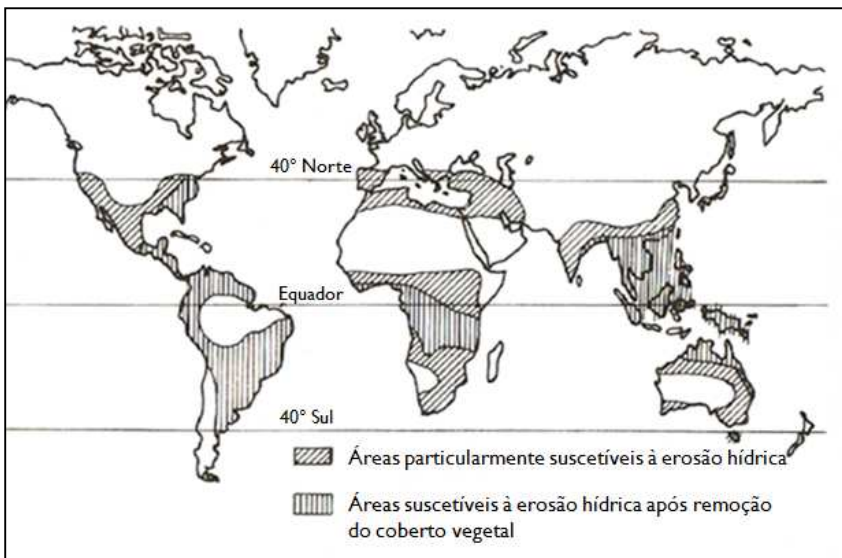
Neste sentido, pode referir-se que a cobertura vegetal actua como uma camada protectora, entre a atmosfera e o solo. De acordo com alguns autores (Holý, 1980; Brady & Weil, 2002; Lanza, 2011), não existe uma correlação linear entre a percentagem de cobertura do solo e a diminuição das perdas de solo. De acordo com os mesmos autores, uma cobertura de 60% de vegetação pode ser tão eficiente como um solo completamente coberto.

Esta relação é descrita por Holý (1980) de acordo com a Figura 1.2.



**Figura 1.2** – Influência do coberto vegetal na erosão hídrica no solo (Adaptado de Holý, 1980).

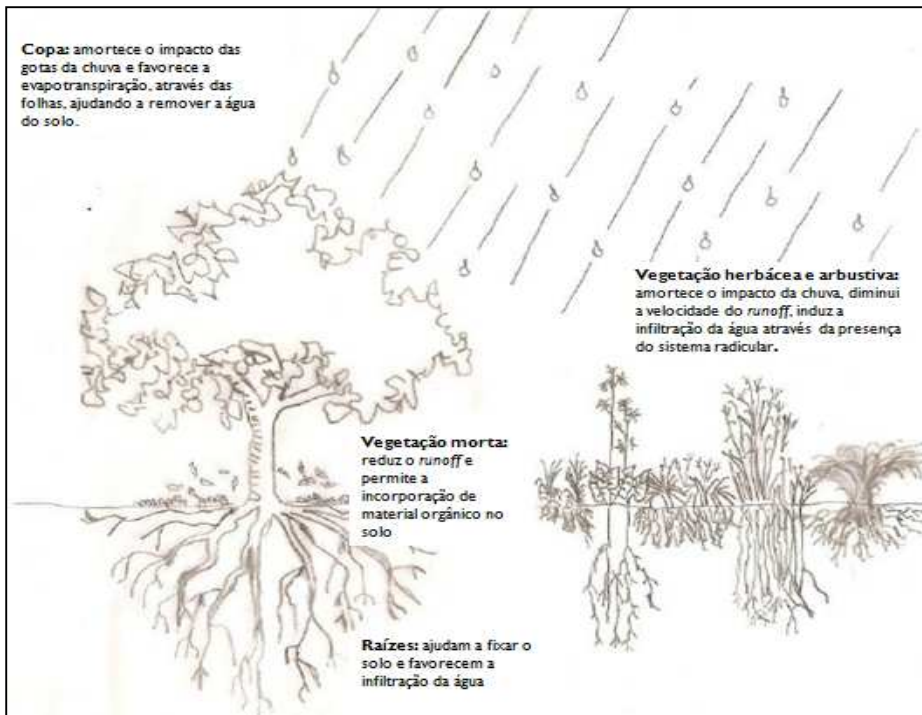
A remoção da cobertura vegetal em alguns países, como o Brasil, é identificada como sendo preponderante no processo erosivo do solo por acção hídrica (Figura 1.3).



**Figura 1.3** – Mapa das zonas mais suscetíveis à erosão hídrica (Adaptado de Holý, 1980).

A influência da vegetação no controle da erosão é condicionada por diversos factores de interacção entre a planta e o solo, tais como: 1) o amortecimento do impacto directo das gotas de chuva no solo; 2) a redução da velocidade do *runoff* pela rugosidade da superfície; 3) a fixação do solo pelas raízes; 4) o favorecimento da infiltração provocada pela presença de raízes; 5) a remoção de água do solo, através do processo de evapotranspiração; 6) a incorporação de matéria orgânica decomposta e os consequentes benefícios químicos e físicos para as camadas superficiais do solo (Holý, 1980; Lyle, 1987; Lanza, 2011).

Na Figura 1.4 encontram-se esquematizadas as principais funções da vegetação ao nível do controle da erosão no solo.



**Figura 1.4** – Principais funções da vegetação no controle dos processos erosivos (Adaptado de Lanza, 2011).

Grande quantidade de solo pode ser removida desde que as partículas se encontrem desagregadas e suspensas na água das enxurradas, sendo susceptíveis de serem transportadas, principalmente argilas e limo, devido à dimensão das suas partículas (Lepsch, 1977).

Este cenário tem vindo a ocorrer em grande parte do território brasileiro, em especial na região sudeste, onde a erosão hídrica de superfície originada pela chuva (escoamento superficial *runoff*), remove as camadas superficiais do solo, resultando numa diminuição de produtividade agrícola desses terrenos (Pinto & Lombardo, S/data).

Existem basicamente três tipos de erosão hídrica: 1) a remoção gradual de uma fina camada superficial de espessura relativamente uniforme, cobrindo praticamente todo o relevo, é a considerada erosão laminar; 2) o desgaste em faixas estreitas dirigidas ao longo de zonas de maior declive de terreno, denominada de erosão em sulcos e; (3) o desmoronamento de massa de solo, formando desabamentos (Figura 1.5 a) ou cavidades no solo, denominada erosão por desabamento (denominada pelos brasileiros como *erosão em voçorocas* ou *boçorocas*) (Figura 1.5 b) (Lepsch, 1977).



**Figura 1.5 – a)** Erosão em sulcos com desmoronamento de massa de solo; **b)** Erosão por desabamento (em *voçorocas*) (Almeida Filho *et al.* 2001).

Dos três tipos de erosão referidos anteriormente, no Brasil, a erosão laminar é considerada a mais importante, uma vez que as perdas de solo resultantes da acção deste tipo de erosão, superam as outras duas formas. No entanto como chamam menos a atenção, pelos seus efeitos serem menos visíveis, relativamente às outras duas formas de erosão hídrica, estas acabam por causar mais preocupação junto dos habitantes e governantes.

A erosão em sulcos e por desabamento, causa efeitos imediatos na capacidade de produção dos solo, pelo contrário, as características lentas em que ocorre a erosão laminar, faz com que muitos agricultores não se apercebam do problema de forma a poder agir atempadamente (Lepsch, 1977).

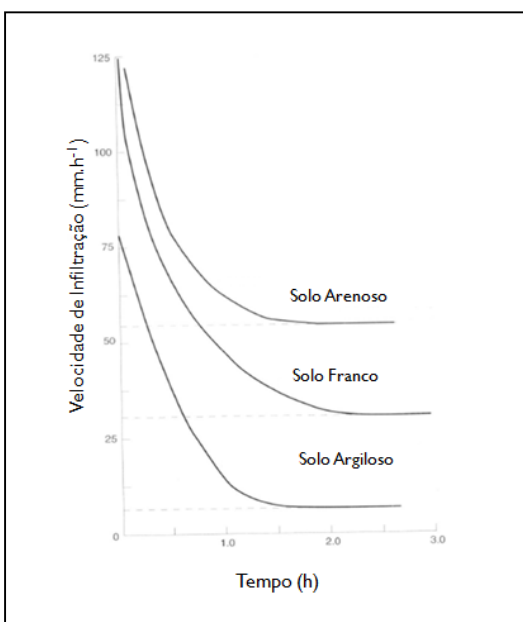
A maior ou menor susceptibilidade de um determinado terreno à erosão pela acção da água, depende de uma série de factores, dos quais quatro podem ser considerados como principais, nomeadamente, a) clima da região, b) tipo de solos, c) declive do terreno e d) utilização do solo (Lepsch, 1977; Harrod *et al.* 1991).

Os factores mais importantes do clima, com influência na erosão hídrica, são a distribuição, quantidade e intensidade da chuva. Em épocas em que o solo está cultivado, encontra-se mais desprotegido do que em épocas em que se encontra recém-arado. Se estas épocas coincidirem com chuvas intensas, os estragos provocados pela erosão serão maiores, uma vez que a sua superfície se encontra totalmente desprovida de vegetação. A intensidade da chuva é também importante, uma vez que se chover sob a forma de pequenos chuviscos, durante várias horas, as gotas têm tempo de ser totalmente absorvidas pelo solo, não existindo estragos associados. Pelo contrário, se a precipitação for abundante, em forma de aguaceiros, em poucos minutos provocará enxurradas e provocará erosão (Lepsch, 1977; Varennes, 2003).

Alguns tipos de solos são mais susceptíveis à erosão hídrica do que outros. A maior ou menor susceptibilidade de um solo à erosão depende especialmente das suas características físicas, nomeadamente textura, permeabilidade e profundidade (Lepsch, 1977; Varennes, 2003).

De acordo com Morgan (1997) quando a precipitação atinge o solo, a água da chuva pode armazenar-se em pequenas depressões ou sulcos, que existam à superfície, ou pode infiltrar-se, contribuindo para a percentagem de humidade no solo, ou através de percolação, contribuir para a recarga dos aquíferos. Quando o solo se torna incapaz de armazenar mais água, o seu excesso desloca-se lateralmente no sentido da maior inclinação do terreno, favorecendo o fluxo subsuperficial ou a escorrência superficial.

A velocidade de infiltração depende das características do solo. Geralmente, solos arenosos e francos possuem velocidades de infiltração mais elevadas do que solos argilosos, devido ao maior tamanho dos espaços existentes entre as partículas do solo. De acordo com Morgan (1997), a velocidade de infiltração pode variar entre mais de 200 mm/h em solos de textura arenosa e menos de 5 mm/h em solos de textura argilosa (Figura 1.6), sendo neste último caso favorecido o processo de escoamento superficial.



**Figura 1.6** – Velocidade de infiltração em solos de diferentes texturas (Adaptado de Morgan, 1997).

Do declive, ou grau de inclinação do terreno, vai depender a maior ou menor velocidade da enxurrada (ou escoamento superficial), resultando numa maior ou menor remoção e posterior arrastamento de partículas da zona superficial do solo. Em terrenos planos, ou ligeiramente inclinados, a água, para além de poder infiltrar-se com maior facilidade, escoar com menor velocidade, arrastando uma menor quantidade de partículas. Pelo contrário, em terrenos de maior declive, a resistência ao escoamento da água é menor, resultando numa maior remoção

de partículas. Neste sentido, regiões montanhosas, são conseqüentemente mais susceptíveis à erosão hídrica (Lepsch, 1977; Harrod *et al.* 1991; Varennes, 2003).

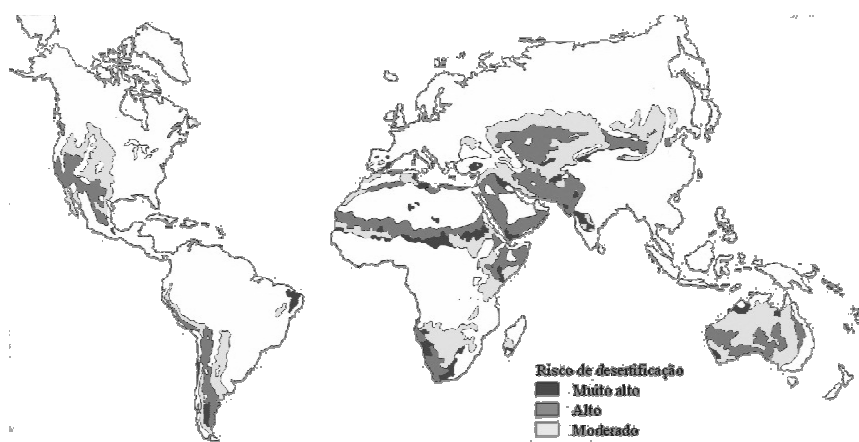
O tipo de utilização do solo, o tipo de coberto vegetal e o tipo de cultura existente, constituem-se como factores importantes, que condicionam uma maior ou menor mobilidade do solo.

A taxa de erosão e, conseqüentemente, a produção de sedimentos numa dada bacia, constituem o reflexo de características físicas da região e da forma de uso e ocupação da mesma pelo homem. O crescimento populacional exige maior produção de alimentos, o que determina a necessidade de intensificação do uso e ocupação do solo.

A degradação dos solos é considerada como a alteração do arranjo estrutural, físico e químico da terra, reduzindo a capacidade desta de suportar um determinado uso, sendo este, actualmente, um dos maiores problemas mundiais (Carvalho, 2001). Esta degradação, que conduz rapidamente a desertificação, pode ocorrer em todos os tipos de climas, com especial incidência nas zonas áridas, semi-áridas e sub-húmidas (Fonseca & Barriga, 2003 b). Segundo diversos autores (Hare *et al.* 1992) em climas secos e quentes, o fornecimento de energia é excessivo e a precipitação deficiente, o que origina elevados índices de aridez e ecossistemas desérticos.

A desertificação constitui um conjunto de processos que promovem o desequilíbrio dos meios físico, químico, biológico e sócio-económico, desencadeados pela acção antrópica, que actua de forma conjunta com as limitações climáticas impostas a ambientes ecologicamente frágeis. Portanto, ao contrário do que o termo “desertificação” possa induzir a crer, ela não constitui a formação ou ampliação de desertos. A desertificação actua direccionando o ambiente a condições de paisagem tipo desértica, determinando perda dos solos, escassez dos recursos hídricos, regressão biótica, improdutividade agrícola e abandono de terras (Costa de Oliveira-Galvão & Saito, 2003).

Segundo a Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação e Seca, realizada em Nairobi (Quénia) em 1977, definiu-se desertificação como “a diminuição ou a destruição do potencial biológico da Terra que se poderá tornar de forma definitiva em condições do tipo desértico”. Esta conferência, para além do plano de acções elaborou um mapa mundial com a localização dos desertos e das áreas de risco à desertificação. Estes riscos foram classificados em muito alto, alto e moderado (Suertegaray *et al.* 2001).



**Figura 1.7** – Mapa das áreas de risco de Desertificação (Suertegaray et al. 2001).

No caso do Brasil, analisando o mapa elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente e Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (1992), que localiza as áreas de risco de desertificação (Suertegaray et al. 2001) verifica-se que estas correspondem às regiões semi-áridas e sub-húmida seca, localizadas na sua grande maioria na Região Nordeste e no norte do Estado de Minas Gerais, totalizando cerca de 980.000 km<sup>2</sup>.



**Figura 1.8** – Mapa de ocorrência de Desertificação e áreas de atenção especial no Brasil (Suertegaray et al. 2001).

A degradação das terras causa sérios problemas económicos, o que se verifica principalmente no sector agrícola, com o comprometimento da produção de alimentos. Além do enorme prejuízo causado pela quebra de plantações e diminuição da produção, existe um custo quase incalculável de recuperação da capacidade produtiva de extensas áreas agrícolas e de extinção de espécies nativas, algumas de alto valor económico.

A desertificação agrava também o desequilíbrio regional. Nas regiões mais pobres do planeta, existe uma grande lacuna a ser preenchida quanto ao desenvolvimento económico e social, entre as áreas susceptíveis ou em processo de desertificação e as áreas mais desenvolvidas (Hare *et al.* 1992).

A vulnerabilidade das zonas semi-áridas e sub-húmidas face à erosão excessiva do solo, traz ainda como consequência o depósito de sedimentos, em lagos, pântanos, rios e albufeiras, criando a necessidade de implementar medidas de conservação das águas superficiais (Morgan, 1997; Tarbuck & Lutgens, 2000).

Na maioria dos casos, as partículas do solo estão contaminadas com pesticidas utilizados de forma massiva na agricultura. Para além destes pesticidas, os nutrientes normalmente presentes no solo, juntamente com os provenientes da fertilização agrícola chegam ao meio aquático onde estimulam o crescimento de plantas, induzindo posteriormente uma depleção de oxigénio, causando eutrofização das águas (Tarbuck & Lutgens, 2000).

## **1.2. Consequências da Erosão na Fertilidade e Produtividade dos Solos**

Do ponto de vista agrícola o solo tem sido considerado tradicionalmente como um mero suporte físico sobre o qual se desenvolvem as culturas. A sua estrutura deve ser adequada para a germinação das sementes, para o crescimento das raízes e deve apresentar características que permitam o armazenamento e fornecimento às culturas, de água, nutrientes, gases e calor. Neste sentido, a lavoura é considerada essencial para a agricultura, uma vez que a transformação de um ecossistema agrícola requer necessariamente intervenção mecânica sobre o solo (Villalobos *et al.* 2002).

Tradicionalmente a lavoura possuía como objectivos fundamentais a preparação do solo para a sementeira, o melhoramento das condições do solo para o crescimento das culturas e a eliminação de ervas daninhas. No entanto, estes objectivos alteraram devido ao aparecimento de novas tecnologias, como a aplicação de fitofármacos e de novos problemas como a compactação do solo, muitas vezes originada pelo peso dos equipamentos agrícolas utilizados na lavoura, e a erosão, considerada uma séria ameaça à sustentabilidade destes sistemas, onde a redistribuição e perda de solo, a degradação da sua estrutura e a lixiviação de matéria orgânica e nutrientes, levam à diminuição do seu valor agronómico, avaliado sobre o ponto de vista de duas propriedades, a fertilidade e a produtividade (Coelho & Verlengia, 1973; Morgan, 1997).



O termo fertilidade refere-se à capacidade de um solo fornecer nutrientes às plantas em quantidades adequadas e proporções convenientes (Coelho & Verlengia, 1973), exprimindo desta forma a maior ou menor capacidade do solo para o uso continuado das actividades agrícolas ou florestais.

A fertilidade do solo depende das suas características físico-químicas próprias, da microflora e microfauna existentes na camada superficial, da disponibilidade de água e da sua capacidade para a fixar. Depende também do declive e das culturas agrícolas florestais que nele se fazem, bem como das técnicas aplicadas. A fertilidade não é, por si, um valor absoluto, dependendo tanto destes factores, como das suas características próprias e das qualidades que apresenta (Fadigas, 2011).

A produtividade encontra-se relacionada com a capacidade do solo em proporcionar rendimento às culturas, podendo apenas ser melhorada pela intervenção humana, como por exemplo, através da incorporação de matéria orgânica em solos pobres neste componente. A matéria orgânica melhora a estrutura do solo, facilitando as condições de desenvolvimento das raízes das plantas, permitindo desta forma a exploração de maior volume de solo.

A produtividade dos solos pode ser influenciada pela riqueza em nutrientes essenciais às plantas, pelas propriedades físicas do solo, pela quantidade de água e matéria orgânica disponível, pelo pH e escassez de pragas (Coelho & Verlengia, 1973; Fadigas, 2011).

A erosão possui duas consequências fundamentais ao nível dos sistemas agrícolas, a perda de profundidade do solo, que implica uma redução da capacidade de retenção da água e uma redução do rendimento agrícola, a longo prazo. Os processos erosivos, para além da influência na fertilidade e produtividade do solo, com consequente redução da produção agrícola, possuem efeitos importantes ao nível da degradação da qualidade ambiental das águas superficiais, devido a um aumento significativo de materiais de origem antropogénica, facilitado por processos de escoamento superficial (Holý, 1980; Gabriels & Michiels, 1991; Villalobos *et al.* 2002; Pinto & Lombardo, S/data).

De acordo com Villalobos *et al.* (2002) a lavoura, embora considerada fundamental, quando utilizada de forma excessiva, contribui para a destruição da estrutura do solo, mantendo a sua superfície exposta à acção dos agentes erosivos, durante longos períodos, pelo que pode ser considerada a principal causa de erosão ao nível dos sistemas agrícolas.

A erosão pode ser considerada um processo que se desenvolve em cadeia, uma vez que a perda de solo implica uma redução da vegetação, o que favorece a intensificação da erosão, que limita inicialmente as espécies a cultivar e obriga, conseqüentemente a um aumento na

aplicação de fertilizantes, de forma a manter os rendimentos das culturas e a produção de alimentos, levando finalmente a uma desvalorização da terra e posteriormente ao seu abandono, acentuando as condições de aridez, que vão aumentando, e atingem actualmente uma vasta área, em termos globais (Morgan, 1997).

### 1.3. Consequências da erosão na contaminação de ecossistemas aquáticos

A disponibilidade de água foi sempre um factor de desenvolvimento e fixação das populações humanas desde os tempos mais recuados da sua história. Extremamente dependentes da disponibilidade hídrica, as civilizações foram-se instalando preferencialmente nas zonas costeiras e nas margens de rios e lagos. O aumento da população humana e o crescente nível de desenvolvimento tecnológico, ao incrementarem o consumo da água, contribuíram para a sua progressiva deterioração (Pinto *et al.* 2001).

À escala do planeta, a água está em constante movimento entre a hidrosfera, a atmosfera e a biosfera (Tarbuck & Lutgens, 2000), onde possui a sua dinâmica própria no denominado *ciclo da água* (Figura 1.9).

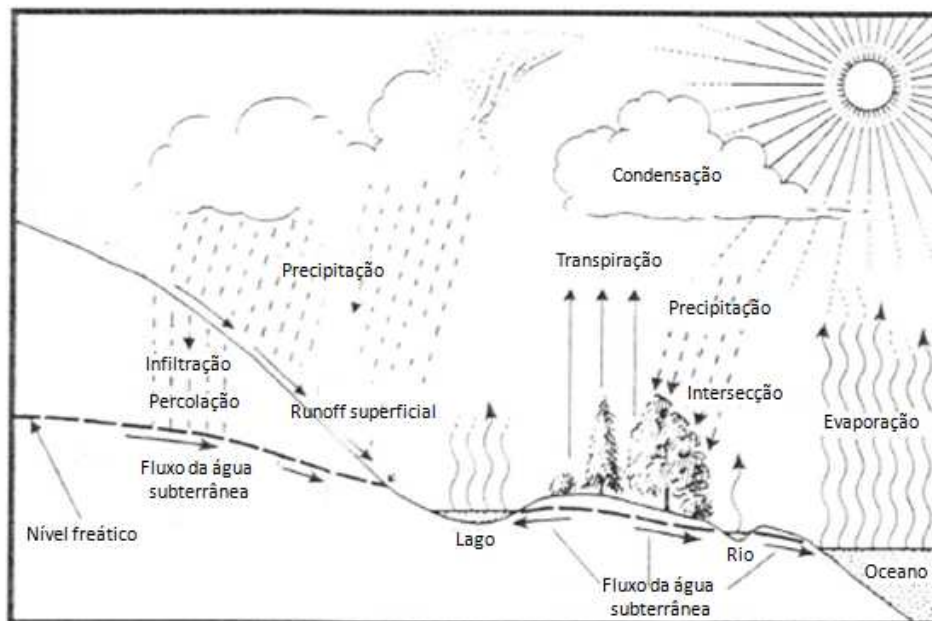


Figura 1.9 – Ciclo da água (Adaptado de Wolfe, 2001).

Impulsionada pela energia do sol, dá-se a evaporação da água superficial que, posteriormente, passa para a atmosfera sob a forma de vapor e por condensação retorna à superfície terrestre. Neste ciclo, o Homem tem introduzido modificações para poder utilizar a água em seu

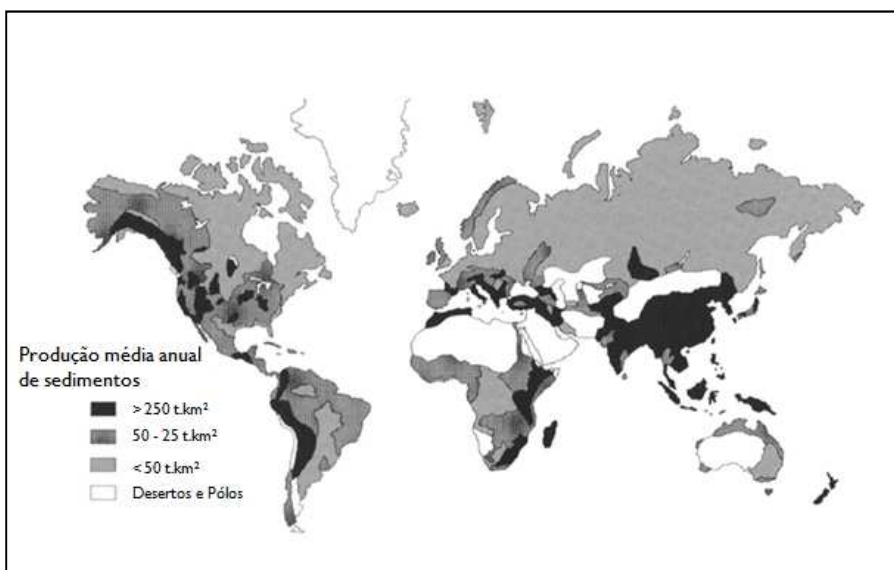
proveito, quer para uso próprio, quer para obter alguns benefícios tais como, melhoramento de colheitas, obtenção de energia, ou em processos industriais (Poch, 1999).

A erosão hídrica do solo tem como consequência três processos fundamentais: 1) desprendimento das partículas de solo, devido à acção da chuva, 2) transporte de sedimentos através de *runoff* e 3) deposição de sedimentos (Gabriels & Michiels, 1991). Estes dois últimos processos são naturais, complexos e interdependentes, no entanto, são cada vez mais afectados por impactes antropogénicos, que alteram seriamente as propriedades do solo e podem representar perdas económicas consideráveis (Harrod *et al.* 1991; Álvares & Pimenta, 1998).

À escala mundial, as investigações realizadas, relacionam as perdas de solo com o clima de determinadas regiões, tornando-se este, um problema severo em zonas de clima semi-árido e sub-húmido (Morgan, 1997). Esta situação é agravada em zonas onde o coberto vegetal tenha sido eliminado, para utilização agrícola, pastoreio ou urbanização.

Em zonas com baixa representatividade de vegetação natural, com terrenos cultivados e solos desflorestados, o processo de escorrência superficial aumenta, existindo conseqüentemente um agravamento das taxas de erosão, ao nível dos solos, promovendo a contaminação das águas superficiais e contribuindo para condições tipo desérticas (Holý, 1980; Morgan, 1997).

O aumento das taxas de erosão do solo, com particular incidência nas zonas áridas e sub-húmidas, encontra-se na origem do aumento de sedimentos em suspensão nos ecossistemas aquáticos e conseqüente degradação da qualidade destes ecossistemas. De entre as regiões mais afectadas, por este fenómeno encontra-se a China, a Índia, a Europa, os Estados Unidos da América e o Brasil (Figura 1.10).



**Figura 1.10** – Representação à escala mundial da variação da produção média anual de sedimentos (Adaptado de Morgan, 1997).

Os principais receptores dos sedimentos formados pelos processos erosivos são os sistemas fluviais, uma vez que as partículas de solo erodidas, são por estes transportados, até se depositarem em locais onde a energia do escoamento disponível para o transporte é insuficiente (Harrod, *et al.* 1991; Álvares & Pimenta, 1998), com especial destaque para as barragens, por serem meios artificiais sujeitos a grandes variações espaciais e temporais.

Como principais efeitos degradantes da qualidade ambiental das barragens destaca-se 1) o assoreamento e 2) a acumulação de nutrientes.

### **1.3.1. Assoreamento de barragens**

As barragens têm sido construídas desde há milhares de anos, para controlar inundações, para fornecer água para consumo humano directo, uso industrial ou para irrigar plantações e, mais recentemente, para armazenar águas como fonte de energia hidroeléctrica. A partir de 1950 os governos, ou em alguns países, o sector privado, construíram um número cada vez maior de barragens à medida que as populações aumentavam e as economias nacionais cresciam. Pelo menos 45000 grandes barragens foram construídas para colmatar necessidades de água ou de energia. Hoje, quase metade dos rios do mundo tem, pelo menos, uma grande barragem (Cotillon & Chairman, 1990; Comissão Mundial de Barragens, 2000).

Desta forma, as barragens têm sido uma contribuição significativa na gestão dos recursos de água finitos, limitados e heterogeneamente distribuídos e sujeitos a grandes flutuações sazonais, na medida em que asseguram um adequado fornecimento de água através do seu armazenamento em épocas de chuva e da sua libertação em épocas de escassez.

Ao longo do último século, grande parte do mundo recorreu às barragens para fazer face à crescente procura de água. De facto, entre as décadas de 30 e 70 a construção de grandes barragens tornou-se, na opinião de muitos, sinónimo de desenvolvimento e progresso económico. Vista como símbolo de modernização e da capacidade da humanidade controlar e utilizar recursos naturais, houve um aumento dramático na construção de barragens (Comissão Mundial de Barragens, 2000).

Ao contrário de grande parte dos lagos naturais, que estão situados em zonas perto das cabeceiras, as albufeiras estão muitas vezes situadas no curso médio ou final dos rios, com áreas de drenagem alongadas, que acompanham os seus afluentes principais, recebendo e retendo grande quantidade de materiais alóctones através destes, uma vez que a construção de

barragens para armazenamento de água de um rio altera as condições naturais de transporte de sólidos, agindo como um meio artificial de retenção de sedimentos (Sauniti, *et al.* 2004).

Os cursos de água têm capacidade de erodir e transportar material sólido como carga de fundo ou de suspensão. Nestes, normalmente, a água apresenta um equilíbrio em relação ao transporte de sedimento, seja por arrasto e saltação junto ao leito, seja em suspensão na corrente, e existe uma tendência natural para que este seja depositado quando o fluxo natural de sedimentos ao encontrar água com menor velocidade começa a depositar, conforme a maior ou menor granularidade das partículas e a menor ou maior turbulência do escoamento (Cabral, 2005).

Dentro da mesma bacia, a taxa de sedimentação varia muito e não existe significativa correlação entre esta e a quantidade de material erodido pois, a natureza litológica das formações enquadantes condiciona a maior ou menor desagregação e dissolução dos materiais constituintes, face à actuação dos agentes erosivos. O grau de erodibilidade dos materiais é directamente proporcional à carga dos sedimentos em suspensão nas linhas de água. A percentagem variável dos sedimentos que entram numa albufeira é retida nesta, dependendo esta quantidade essencialmente da sua dimensão, volume, condições morfológicas do leito e da natureza das formações geológicas enquadantes, tipo e uso do solo, os materiais particulados ou dissolvidos, são transportados pela água até às albufeiras onde se depositam, podendo os de textura mais fina permanecer durante longos períodos em suspensão (Fonseca, 2002 a; Cabral, 2005).

A construção das barragens tem um forte impacto no transporte de sedimentos nos rios, provocando quase sempre assoreamento da respectiva albufeira e erosão da foz e zonas adjacentes.

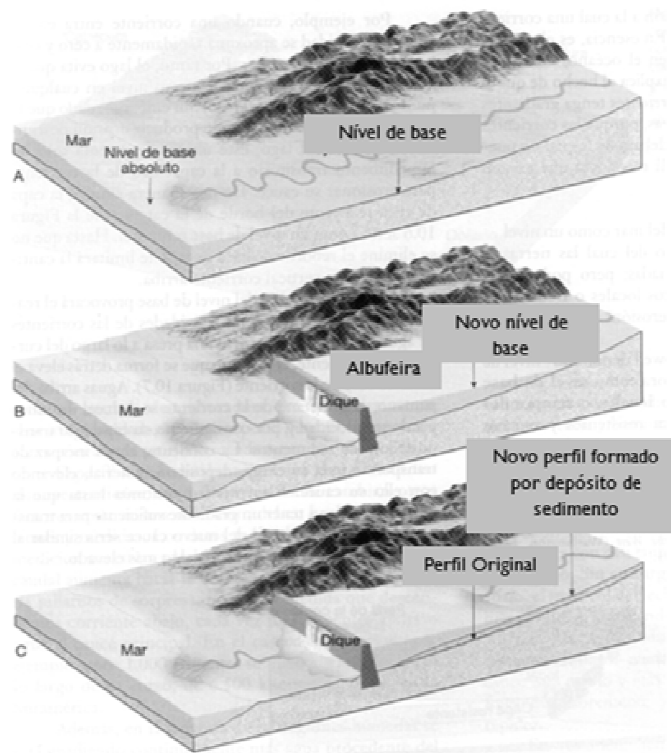
O assoreamento é o principal problema que afecta as barragens, uma vez que tem implicação ao nível da diminuição do volume de água utilizável e pode colocar em risco o desempenho de obras de produção de energia eléctrica. Podem ainda destacar-se alguns problemas operacionais vinculados a este processo, como abrasão de componentes como tubagens e turbinas, problemas mecânicos na manobra de comportas, dificuldade ou impedimento da captação de água pela estrutura de tomada de água, formação de bancos de areia diminuindo o processo de navegabilidade, podendo também afectar a própria segurança da barragem.

Todos os reservatórios, qualquer que seja a sua finalidade, dimensão e características de operação estão destinados a ter a sua capacidade de armazenamento parcial ou totalmente tomado pelos sedimentos, proporcionando o processo de assoreamento.

De acordo com Cabral (2005) a quantidade de sedimento depositado num dado reservatório, depende da quantidade de material transportado para o mesmo e da capacidade do reservatório reter as partículas que entram em suspensão ou por arraste.

Os principais factores que influenciam a deposição dos sedimentos num reservatório são: a quantidade e textura dos sedimentos que entram no reservatório; relação do fluxo de água afluente e efluente ao reservatório; a capacidade de retenção do reservatório; a quantidade de sedimentos acumulado no mesmo; tamanho e forma do reservatório; e modo de operação do reservatório (Maia, 2006).

À medida que a deposição de sedimentos aumenta, a capacidade de armazenamento do reservatório diminui. No entanto, mesmo quando não se verificarem volumes significativos de depósito na porção útil do reservatório, o assoreamento ameaça com dois outros problemas, sendo eles a impossibilidade de operação das comportas de descarga, devido à acumulação de material junto à barragem e o prolongamento do efeito de remanso, com a consequente elevação de níveis de enchente a montante, devido a depósitos de material grosseiro na entrada do reservatório, uma vez que o prolongamento de remanso implica perda efectiva de capacidade útil (Figura 1.11).



**Figura 1.11** – Evolução do assoreamento de uma albufeira (Adaptado de Tarbuck & Lutgens, 2000).

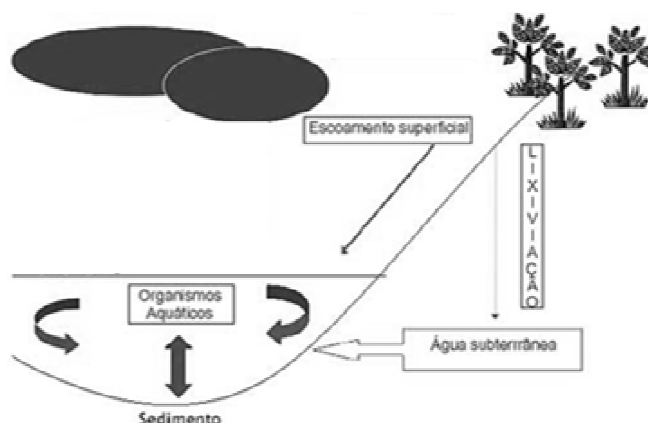
### 1.3.2. Acumulação de nutrientes nas barragens

Sendo as barragens meios artificiais sujeitos a grandes variações espaciais e temporais impressas pelo regime de uso dos recursos hídricos, as suas comunidades biológicas estão muito dependentes deste regime não se podendo também dissociar das actividades na bacia de drenagem. Este facto determina, em grande parte, a qualidade biológica ou degradação das comunidades (Ferreira, 2002).

As fontes de contaminação da água podem ser classificadas em duas categorias: 1) fontes pontuais e 2) fontes difusas (Wolfe, 2001).

As fontes pontuais encontram-se associadas a actividades industriais, extracção mineira, estações de tratamento de águas residuais ou industriais e instalações de tratamento de resíduos sólidos, urbanos ou industriais. Pelo contrário, as fontes de contaminação difusas, encontram-se associadas a escorrências provenientes de zonas urbanas, terrenos agrícolas e campos de golfe (Holý, 1980; Wolfe, 2001).

A contaminação com origem em fontes difusas, para além de um fluxo de sedimentos, gera um fluxo de nutrientes, principalmente de azoto e fósforo, encontrando-se este último maioritariamente associado às partículas sedimentares, que promovem o aumento da produtividade da albufeira, de acordo com o esquema representado na Figura I.12.

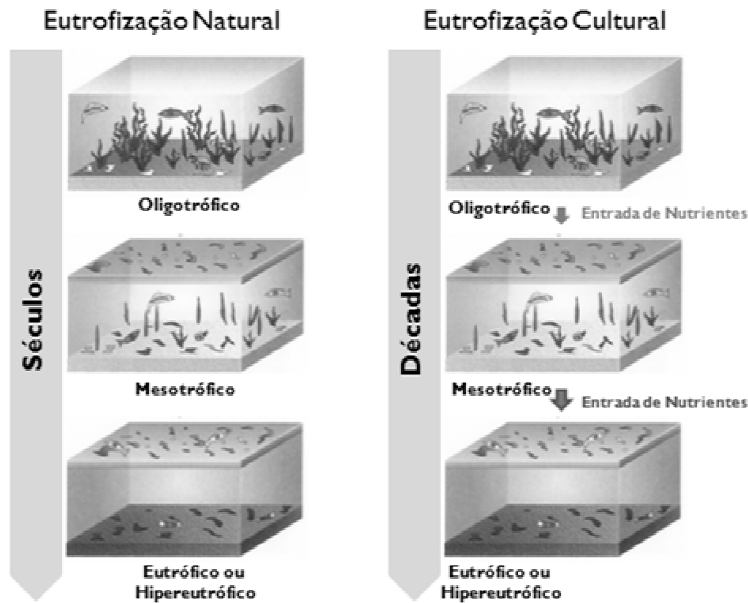


**Figura I.12** – Esquema representativo do fluxo de nutrientes para a albufeira (Adaptado de Tomita & Byruth, 2002).

Quando estes nutrientes se encontram em excesso podem originar um exagerado crescimento de algas e outras plantas aquáticas, reduzindo substancialmente a intensidade luminosa, afectando a fotossíntese e a consequente oxigenação da água. Posteriormente a morte das plantas e a sua decomposição microbiana, remove oxigénio, criando condições de anaerobiose (Santos, 1976; Silva et al. 2008).

Neste sentido, o incremento de nutrientes nos ecossistemas aquáticos envolve a passagem do estado Oligotrófico (de baixa produtividade) para Mesotrófico (de produtividade média) e Eutrófico ou Hipereutrófico (de elevada produtividade). A Eutrofização ao longo do tempo geológico é considerada como o envelhecimento natural das massas de água (Eutrofização Natural). Considerando a acção do Homem ao nível das alterações no uso do solo na bacia de drenagem, como foi anteriormente citado, têm aumentado os fluxos de nutrientes devido à remoção da vegetação autóctone, agricultura, pecuária e lançamento de efluentes domésticos e industriais. Como consequência do incremento dos fluxos de sedimentos e nutrientes, o processo de envelhecimento é acelerado (Eutrofização Cultural ou Artificial), causando alterações indesejáveis nos sistemas aquáticos (Figura I.13).





**Figura 1.13** - Evolução de uma barragem Oligotrófica para Eutrófica e Hipereutrófica, devido ao fenómeno de eutrofização, provocado pela adição de nutrientes provenientes de efluentes urbanos, industriais, fertilizantes agrícolas e sedimentos.

São vários os efeitos negativos que resultam da excessiva acumulação de materiais sedimentares nas albufeiras nomeadamente, o tempo de vida útil do empreendimento, sobretudo nos casos em que não se teve em conta o fenómeno de assoreamento e, onde não existiu desflorestação da área de inundação, não se tendo reservado o “volume morto” para os sedimentos da albufeira, o que influencia a deterioração da qualidade da água, visto os nutrientes retidos nos sedimentos poderem ser libertados para a coluna de água e podendo assim ser encarados como fontes poluentes.

A boa qualidade da água de um reservatório estende-se por vários anos, após a sua construção, sendo a sua duração dependente de factores individuais tais como, a qualidade da água afluente, o nível da água, a sua manipulação e as condições climáticas. O envelhecimento de um reservatório vai depender das cargas de azoto e fósforo que recebe, sendo tanto mais rápido quanto maiores forem essas quantidades. O conceito de estado trófico de uma massa de água engloba, não só, as concentrações dos nutrientes mas, também, a sua produtividade.

Associados a estes processos de degradação ambiental, a erosão e produção de sedimentos têm sido objecto de muitas pesquisas em vários países. Muitos avanços foram incorporados durante a última década, com modernas técnicas de medição, análise, armazenamento e integração de informações ambientais em ambientes computacionais, propiciando maior

eficiência e eficácia na estimativa dos factores que afectam o valor e a magnitude da erosão (Dutra et al. S/data).

Neste sentido, a erosão e a produção de sedimentos são fenómenos que podem ser estudados, extrapolando-se os limites das parcelas experimentais, a partir da disponibilidade de modelos preditivos e dados climáticos, pedológicos, cartográficos e de uso da terra. A aplicação de modelos matemáticos de modelação da erosão e consequente formação de sedimentos foi facilitada a partir da utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG's).

A utilização de modelagem matemática computacional para previsão de perdas de solo é viabilizada por diversos modelos de previsão, que permitem apresentar de diferentes formas os componentes da erosão, tendo como base diferentes níveis de previsão. A escolha do modelo a ser utilizado depende directamente de diversos factores que podem afectar a tomada de decisão, tais como a disponibilidade de informações, a dimensão da área objecto de estudo, as condições ambientais nas quais o modelo foi concebido, a capacidade de extrapolação do seu uso para diversas situações e a fiabilidade dos resultados (Brady & Weil, 2002; Dutra et al. S/data).

#### **1.4. Os Sistemas de Informação Geográfica na Modelação da Erosão**

A erosão do solo caracteriza-se pela remoção de material superficial, conduzindo ao empobrecimento do solo e, em situações extremas, à desertificação. O processo de erosão resulta de uma combinação de factores que são dependentes e estão interligados entre si, e apresentam grande variabilidade espacial e temporal, tornando este fenómeno difícil de equacionar e quantificar (Álvares & Pimenta, 1998; Hillel, 1998; Nearing et al. 2001; Costa et al. 2009).

A modelação da erosão hídrica tem sido habitualmente avaliada a partir de modelos empíricos, nomeadamente a Equação Universal da Perda do Solo (EUPS<sup>1</sup>) de Wischmeier. A EUPS agrupa as variáveis que influenciam a erosão em seis factores genéricos, que se relacionam da seguinte forma:

$$\mathbf{A} = \mathbf{R} \cdot \mathbf{K} \cdot \mathbf{LS} \cdot \mathbf{C} \cdot \mathbf{P}$$

em que **A** traduz a perda do solo média ou erosão específica, **R** o factor de erosividade da precipitação, **K** o factor de erodibilidade do solo, **LS** o factor fisiográfico, que compreende o

---

<sup>1</sup> Da terminologia anglo-saxónica Universal Soil-Loss Equation (USLE)

comprimento da encosta (**L**) e, o declive (**S**), **C** o factor relativo ao coberto vegetal e **P** o factor de prática agrícola ou de medidas de controlo de erosão (Álvares & Pimenta, 1998; Hillel, 1998; Nearing *et al.* 2001; Brady & Weil, 2002; Villalobos *et al.* 2002; Costa *et al.* 2009).

A Equação Universal da Perda de Solo considera que a previsão da perda de solo resulta do produto da erosividade pela acção da chuva, de factores relacionados com o solo (erodibilidade, comprimento da encosta e declive) e com factores relacionados com a ocupação do solo (coberto vegetal e praticas de controlo de erosão) (Morgan, 1997; Hillel, 1998; Nearing *et al.* 2001; Brady & Weil, 2002; Villalobos *et al.* 2002; Costa *et al.* 2009). Em conjunto, estes factores determinam qual a quantidade de água que se infiltra no solo, qual a quantidade que contribui para a escorrência superficial, qual a quantidade de solo que é transportado e quando e onde será depositado.

No entanto, de acordo com Brady & Weil (2002), esta equação permite apenas determinar a quantidade de perda de solo, devido ao escorrimento superficial, num determinado ano, considerando valores médios e numa dada localização. Desta forma, a equação EUPS não permite prever a erosão que ocorrerá num ano específico, ou após uma enxurrada, assim como não permite prever a extensão da erosão em determinada área ou a quantidade de sedimentos que irão chegar aos ecossistemas aquáticos. No entanto, permite prever através da combinação entre os factores relacionados com o solo e com o seu tipo de uso, aspectos erosivos que poderão influenciar a tomada de decisão sobre estratégias de conservação do solo.

Desta forma, a EUPS utilizada desde 1970, foi revista no ano de 1990, tendo sido criado um *software* denominado de EUPSR – Equação Universal da Perda do Solo Revista<sup>2</sup>.

A EUPSR utiliza os mesmos factores definidos pela EUPS, no entanto atribui-lhes uma melhor definição e uma melhor interligação, permitindo obter melhores resultados. A diferença entre estas duas equações apresenta-se na Tabela 1.1.

**Tabela 1.1** – Diferença entre a EUPS e a EUPSR (Brady & Weil, 2002)

Factor	EUPS	EUPSR
<b>R</b>	Baseia-se em valores médios, obtidos a longo prazo para determinadas áreas.	Tem em consideração valores médios, registados nas estações meteorológicas localizadas em diferentes locais, tornando-se mais preciso de acordo com a localização a estudar. O <i>software</i> EUPSR permite corrigir

<sup>2</sup> Da terminologia anglo-saxónica RUSLE – Revised Universal Soil-Loss Equation

---

		o valor de R, de forma a prever o efeito de impacto da precipitação no solo.
<b>K</b>	Baseia-se nas propriedades textura do solo, quantidade de matéria orgânica, permeabilidade e outros factores inerentes ao tipo de solo.	Tem em consideração as propriedades do solo, no entanto permite efectuar ajustes de acordo com a sazonalidade, nomeadamente época de colheitas, mobilização ou consolidação do solo.
<b>LS</b>	Baseia-se no comprimento e declive da encosta.	Efectua uma revisão destes conceitos e introduz novas equações baseadas na quantidade de perda de solo de acordo com o declive.
<b>C</b>	Baseia-se na sequência entre colheitas, mobilização do solo e plantação.	Tem em consideração os sub-factores, tipo de uso anterior, cobertura do solo, rugosidades existentes e humidade do solo. Permite calcular o valor das perdas de solo, a cada intervalo de 15 dias, podendo obter-se para um determinado período, um rácio de perda de solo. Este rácio é recalculado sempre que ocorre alteração do tipo de uso, ou sempre que algum dos sub-factores é alterado. A EUPSR permite estimar alterações na perda de solo, de acordo com a sazonalidade e de acordo com o efeito dos factores climáticos.
<b>P</b>	Baseia-se na adopção de medidas de controlo de escorrência superficial ou na redução da perda de solo. Este factor altera de acordo com a variação de profundidades dos sulcos existentes no solo.	A obtenção do factor P é feita tendo como base grupos de solos estabelecidos, de acordo com aspectos hidrológicos: - Declive, nível freático, profundidades dos sulcos existentes no solo e o índice de erosão associado a enxurradas, calculado face aos valores obtidos para os últimos anos. A EUPSR permite calcular o efeito do transporte das partículas de solo, através do escoamento superficial, assim como permite prever a quantidade e localização da deposição dos sedimentos.

---

O desenvolvimento de *softwares* tendo como base modelos matemáticos e estatísticos, como o definido na EUPSR, têm vindo a ser utilizados na criação de modelos com recurso a tecnologia de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (Pinto & Lombardo, S/data; Nearing et al. 2001; Silva & Neves, 2008).

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) podem ser definidos como um suporte e um conjunto de procedimentos para a recolha, o armazenamento, a pesquisa, a análise, a representação, a visualização e a disponibilização e publicação de dados geográficos, representados por linhas, pontos, polígonos ou volumes (Cosme, 2012).

Os SIG's são sistemas cuja inter-relação de componentes permite a realização de funções de gestão e manipulação de informação geográfica (dados georreferenciados) como o produto inicial para a constituição de informação geográfica, com atributos de um dado significado, definida por um conjunto de coordenadas que a localiza num determinado espaço, passível ou não de ser associada a um sistema de referência relacionado com um sistema de projeção (Matos, 2008; Cosme, 2012).

Os SIG's foram-se tornando cada vez mais especializados, tendo muitas vezes, evoluído para sistemas de apoio à decisão espacial, suportando decisões de gestão (Cosme, 2012), quando utilizados de forma conjugada em estudos de recursos terrestres, dando especial atenção à monitorização de actividades antrópicas e dos seus impactes ambientais. Constituem-se como recursos que permitem extrair informações relevantes para o planeamento, gestão e utilização racional dos recursos naturais (Decanini, 2001).

Várias têm sido as metodologias e os modelos desenvolvidos no âmbito da modelação da erosão, constituindo transformações às aplicações da EUPS e EUPSR, como é o caso da ferramenta de modelação utilizada no presente trabalho, denominada de Modelo EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural), desenvolvido por uma Equipa da Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora.

#### **1.4.1. Toolbox EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural)**

A *Toolbox* EHE é uma ferramenta desenvolvida em ambiente “*Model Builder – ArcGIS 9.3*” e que integra os pressupostos metodológicos do Modelo EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural), desenvolvido por uma Equipa de Trabalho na Universidade de Évora, e que visa a implementação de critérios para a delimitação das “Áreas de Elevado Risco de Erosão Hídrica do Solo”.

Esta ferramenta foi desenvolvida com o objectivo de modelar as áreas mais expostas à erosão hídrica no território português, no âmbito das delimitações da Reserva Ecológica Nacional (REN).

O Modelo EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural) visa constituir-se como uma metodologia simples, eficaz e facilmente aplicável da definição de políticas de ordenamento do território (Neves *et al.* 2011).

Esta metodologia possui como base o estudo da fisiografia, que descreve e caracteriza as formas de relevo de uma determinada extensão territorial, dando especial atenção à forma como o relevo determina o escoamento superficial das águas, a inclinação e a exposição das encostas, considerando que o conhecimento das relações entre as formas do relevo e as funções que mais directamente confluem para a criação dos ecossistemas locais, permitem determinar modos de uso e de gestão territorial melhor adaptados à manutenção dos equilíbrios ambientais e à estabilidade da paisagem (Fadigas, 2011).

A análise do relevo nas suas diferentes formas, e muito especialmente a forma como os vales se organizam, articulam e exprimem, as diferentes formas de relevo e o seu recorte mais ou menos acentuado, ajuda a perceber como se processa o escoamento superficial das águas da chuva e como se organiza o percurso da água na paisagem. Esta informação associada à definição das linhas de cumeada ou de separação de águas, à estrutura do solo e dimensão das bacias hidrográficas, estabelece de uma forma global, o sistema de escoamento superficial. Ao mesmo tempo que nos dá indicações quanto às áreas mais sujeitas à erosão, associando a inclinação das encostas e a composição litológica dos solos, fornece informação quanto à estabilidade física do território e à definição de unidades de ordenamento e gestão territorial, assegurando no processo de ordenamento do território, uma componente de prevenção de riscos cada vez mais importante e exigente (Fadigas, 2011).

A ferramenta de modelação da erosão EHE será detalhadamente analisada no Capítulo 3 da presente dissertação, referente à “*Modelação da Erosão Hídrica Estrutural do Alto Paraopeba*”.

## **1.5. Quadrilátero Ferrífero e a Exploração Mineira no Brasil**

A região do centro-sul de Minas Gerais, que no final dos anos 50 passou a ser denominada de Quadrilátero Ferrífero, abrange uma área de cerca de 7200 km<sup>2</sup>, na qual um conjunto de serras dispersas, praticamente de forma ortogonal, é assinalado pela ocorrência de formações ferríferas e minérios de ferro. Em função da sua história e dos recursos que ainda encerra, o

Quadrilátero Ferrífero pode ser considerado como a mais importante província mineral do Brasil. Com a descoberta de Ouro na região, no final do Séc. XVII, constituiu o centro de atracção de mineiros para o interior brasileiro, abrangendo a maior concentração urbana de Minas Gerais e, como consequência, representa um marco na interiorização e urbanização do Brasil (Ruchys de Azevedo, 2007).

Na Figura I.14 apresenta-se um mapa com a localização do Quadrilátero Ferrífero.



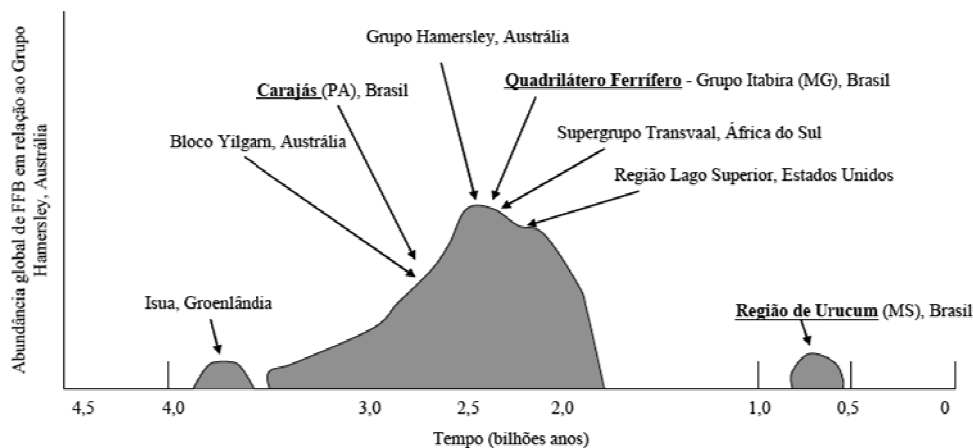
**Figura I.14** - Mapa da localização do Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais) (Ruchys de Azevedo, 2007).

Do ponto de vista económico, o Estado de Minas Gerais tem, na exploração mineira uma das suas principais actividades industriais e o Quadrilátero Ferrífero é a região que mais se destaca no Estado, em função das suas jazidas de minérios de ferro (UFOP, 2010).

Do ponto de vista geomorfológico, o Quadrilátero Ferrífero encontra-se inserido nas terras altas do centro de Minas, com grande diversidade de relevo e altitudes máximas na ordem dos 2000 m (Ruchys de Azevedo, 2007; UFOP, 2010).

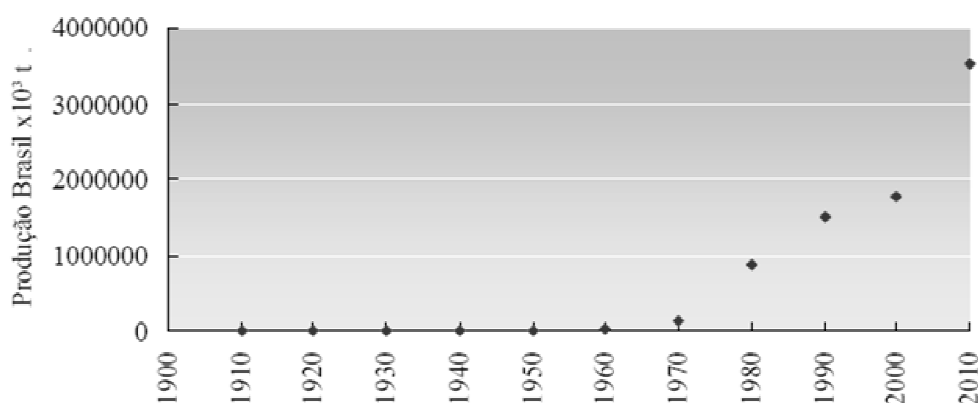
Na perspectiva geológica, o Quadrilátero Ferrífero é conhecido mundialmente pela sua diversidade, tanto de minérios, como de tipos litológicos, os quais registam um longo e importante período da história da Terra. As rochas expostas na região possuem idades Arqueana e Proterozóica e possuem na sua constituição complexos metamórficos de rochas cristalinas arqueanas, sequências do tipo *greystone belts* arqueana representada pelo Supergrupo Rio das Velhas e sequências metassedimentares representadas pelo Supergrupo Minas, Grupo Sabará e Grupo Itacolomi (Ruchys de Azevedo, 2007). As formações ferríferas nele existentes são únicas quando se consideram os processos de formação e as potencialidades minerais. Com efeito, o Brasil contém uma das maiores ocorrências de formações ferríferas do planeta, o que por sua vez representa a quinta maior reserva mundial de minério de ferro, estimadas em  $2,6 \times 10^6$  toneladas (Fonseca do Carmo, 2010).

Neste sentido, na Figura 1.15 encontra-se uma representação gráfica, onde é possível verificar a abundância relativa global de formações ferríferas em relação ao volume da maior ocorrência conhecida, nomeadamente o Grupo Hamersley, na Austrália (Fonseca do Carmo, 2010).



**Figura 1.15** - Abundância relativa global de formações ferríferas em relação ao volume de maior ocorrência conhecida e respectiva idade do Grupo Hamersley na Austrália (Fonseca do Carmo, 2010).

De acordo com alguns investigadores a produção brasileira de minério de ferro divide-se em quatro períodos: “Experimental”, até meados da década de 1930; “Inicial”, de 1935 até 1947; “Exportação Regular”, no período entre 1948 até 1953; “Exportação em Larga Escala”, de 1960 até ao presente. Nos últimos anos, a trajetória da produção brasileira demonstra um crescimento logarítmico ( $r^2=0,86$ ) sem precedentes (Figura 1.16).



**Figura 1.16** - Evolução na produção Brasileira de minério de Ferro (Fonseca do Carmo, 2010).

De facto, o Brasil é o segundo maior produtor mundial de minério de ferro, produzindo em 2008 cerca de 370 milhões de toneladas.



Dois estados foram responsáveis por 97% dessa produção, Minas Gerais com 71% e Pará com 26%. O Quadrilátero Ferrífero, o maior produtor brasileiro, concentra 76% das minas de ferro (44 das 58 minas registadas no Brasil), seguido pela região de Urucum com 8,6% (5 minas) e a Serra de Carajás com 7,7% (1 mina) (Fonseca do Carmo, 2010), como se pode verificar na Figura 1.17, que representa os principais tipos de extracção mineira efectuados no Brasil.



**Figura 1.17** – Principais tipos de Extracção Mineira efectuados no Brasil (Geografia 2, 2009).

A forma de extracção do minério de ferro, com a remoção da camada superficial do substrato, encontra-se na origem de uma completa destruição da paisagem nos locais em exploração, como se pode verificar na Figura 1.18 (a) e (b).



**Figura 1.18** - (a) – Serra da Piedade; (b) – Serra do Itatiaiuçu (extremo oeste do Quadrilátero Ferrífero) (Fonseca do Carmo, 2010).

Neste sentido, o Quadrilátero Ferrífero, constitui-se como uma zona de intensa actividade mineira e grande densidade populacional, resultando, conseqüentemente em diversos impactes negativos nesta região.

No Brasil, os principais problemas decorrentes da elevada exploração mineira, podem ser agrupados em quatro categoriais, nomeadamente poluição da água, poluição do ar, poluição sonora e poluição do solo. De uma forma geral a exploração mineira provoca uma série de impactes negativos, que podem ir desde, alterações ambientais, a conflitos quanto ao uso do solo, origem de áreas degradadas, transtornos devido ao aumento de tráfego e até mesmo desvalorização de imóveis e terrenos vizinhos (Farias, 2002).

### **1.5.1. Exploração Mineira e Contaminação de Solos e Ecossistemas Aquáticos**

De acordo com Margalef (1995) a poluição resulta do desequilíbrio entre a entrada ou produção de determinados materiais no ecossistema e a saída ou decomposição desses materiais, existindo sempre uma relação muito directa entre a intensidade da poluição e o tipo de usos nas zonas próximas dos locais contaminados.

O mesmo autor refere que a poluição pode ser denominada por térmica, radioactiva, atmosférica, orgânica ou química.

Relacionada com a actividade mineira a poluição é principalmente química. A poluição química resulta, na entrada para os ecossistemas, de substâncias pouco frequentes ou de substâncias novas, às quais ainda não existe adaptação por parte dos mecanismos fisiológicos (Margalef, 1995).

Algumas formas de poluição química têm como base compostos orgânicos complexos como os utilizados nos detergentes e nos produtos fitofarmacêuticos ou, compostos metálicos introduzidos no meio através de actividades mineiras ou industriais. Entre as que possuem maior perigosidade encontram-se os sais de cobre, crómio, cádmio, zinco, chumbo e mercúrio (Margalef, 1995).

A poluição dos solos e dos ecossistemas aquáticos encontra-se relacionada com o tipo de uso ou actividades existentes nas zonas adjacentes aos locais contaminados.

O processo de contaminação do solo, teve um crescimento expressivo com o inicio da indústria e conseqüente aumento no consumo de energia e procura de matérias-primas. O impacte gerado, tanto pela exploração dos recursos naturais, quanto pela descarga de resíduos para o ambiente, superou em muitas regiões, a capacidade de resiliência do ambiente (Biondi, 2010).

No início da década de 70, diversas acções governamentais reflectiram sobre esta temática, merecendo destaque a 1ª Conferência Internacional sobre o Ambiente de onde resultou a elaboração de um programa ambiental direccionado para a protecção da água e atmosfera (UNEP), ambos promovidos pela Organização das Nações Unidas (ONU). Neste mesmo período, a Agência de Protecção Ambiental dos EUA (USEPA), criada em Julho de 1970, publicou, em 1976, o “Resource, Recovery and Conservation Act” onde estabeleceu um sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos, de forma ambientalmente correcta. O mesmo movimento, em direcção à regulamentação ambiental, ocorreu na União Europeia, entre os anos de 1976 e 1981 (Biondi, 2010).

As actividades industriais são as principais responsáveis pela contaminação pontual de solos e águas, de entre estas merecem destaque, a extracção e tratamento de minérios (sobretudo de metais), a indústria petroquímica, o fabrico de aço e de papel, a indústria têxtil e as agro-indústrias (Varenes, 2003).

A maior parte dos contaminantes de origem industrial é lançada directamente nas águas superficiais, ou emitida para a atmosfera (pelas chaminés das fábricas). Contudo, a contaminação de águas subterrâneas também pode ocorrer em consequência da lixiviação e infiltração a partir de depósitos de resíduos.

A contaminação do solo e da água decorrente do excesso de metais pesados é cada vez mais frequente e preocupante tendo em conta os seus impactes negativos nos ecossistemas (Silva et al. 2004).

A actividade de exploração mineira é um dos meios pelos quais os metais entram no ambiente. Depósitos de rejeitos provenientes de actividades mineiras podem ser fontes de contaminação ambiental graças à presença de metais pesados e arsénio, principalmente quando esses materiais contêm minerais sulfatados e elevados teores de metais. A actividade mineira, quando comparada com outras fontes de degradação do ambiente, como a agricultura e a pecuária, afecta directamente pequenas áreas. Contudo, os elementos solubilizados com origem nos referidos rejeitos, se atingirem cursos de água, podem causar impactes negativos em áreas localizadas a centenas de quilómetros das zonas de exploração mineira (Silva et al. 2004). Também, gases e partículas provenientes desta actividade podem alcançar a atmosfera. Esta pode receber uma grande variedade de contaminantes que são depois depositados nos solos e nos meios aquáticos. A deposição pode ser húmida, quando os contaminantes se encontram na precipitação, como chuva, neve ou granizo ou seca, na forma de gases ou poeiras. Os contaminantes presentes na atmosfera vão desde agroquímicos e compostos orgânicos voláteis, a nutrientes e elementos vestígias. Dependendo das condições atmosféricas

e das propriedades físicas e químicas dos contaminantes, estes podem ser transformados e transportados a longas distancias (Margalef, 1995; Varennes, 2003; Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

A poluição dos solos e dos ecossistemas aquáticos por metais pesados é um factor que afecta a qualidade do meio ambiente e constitui um risco eminente de intoxicação para o homem.

Nos últimos anos foram realizadas inúmeras pesquisas com a finalidade de avaliar os possíveis impactes ambientais relacionados com o aumento da concentração de metais pesados no meio ambiente (Muniz & Oliveira-Filho, 2006). Esses metais são originados de processos litogénicos e/ou actividades antrópicas, como a utilização de fertilizantes em zonas agrícolas e actividade de exploração mineira.

As acções antrópicas são responsáveis por adições de metais pesados, nos ecossistemas terrestres e aquáticos de todo o mundo, em cerca de 1,16 milhões de toneladas por ano (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

De acordo com alguns investigadores (Gonçalves, 2010) a extracção mineira é uma, de entre outras actividades humanas que têm contribuído nos últimos cem anos para a degradação ambiental, quer do local onde se encontram, quer por vezes, da região envolvente, de acordo com as actividades descritas na Tabela 1.2.

**Tabela 1.2** – Fases do empreendimento mineiro e principais impactes negativos no ambiente (Gonçalves, 2010)

Fases	Actividades	Potenciais Impactes no Ambiente
Prospecção e Pesquisa	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Prospecção;</li> <li>- Reconhecimento geoquímico e geofísico;</li> <li>- Execução de sondagens e trincheiras.</li> </ul>	- Geralmente baixos ou sem impactes;
Extracção, Desmonte e Tratamento do minério	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Estudos de viabilidade de engenharia;</li> <li>- Consulta pública;</li> <li>- Construção da mina e pré-produção;</li> <li>- Extracção, britagem e moagem do minério;</li> <li>- Separação/concentração física e química de espécies minerais.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Descarga de águas ácidas e contaminantes (metais pesados, compostos orgânicos originados nas reacções químicas utilizadas na separação dos metais, cianetos (ouro) e amónia);</li> <li>- Resíduos de extracção (rejeitos e escombrelras);</li> <li>- Erosão, assoreamento de barragens e linhas de água;</li> </ul>

---

- Poeiras e ruído.

---

Gestão dos resíduos e Pós- - Abandono e recuperação da mina.  
operação

- Descarga de contaminantes em águas  
(metais pesados quando exista uma  
escorrência natural de meios ácidos).

---

No Brasil, a extração de minérios de níquel, ouro, ferro, zinco e de outros metais de interesse comercial, tem contribuído com a libertação de rejeitos, que se constituem como uma das principais formas de contaminação do solo e da água por metais pesados. O aumento das concentrações desses rejeitos no solo e nos efluentes próximos de zonas de extração mineira pode estar relacionados com processos químicos e biológicos que controlam a solubilidade, a disponibilidade biológica e a mobilidade desses metais.

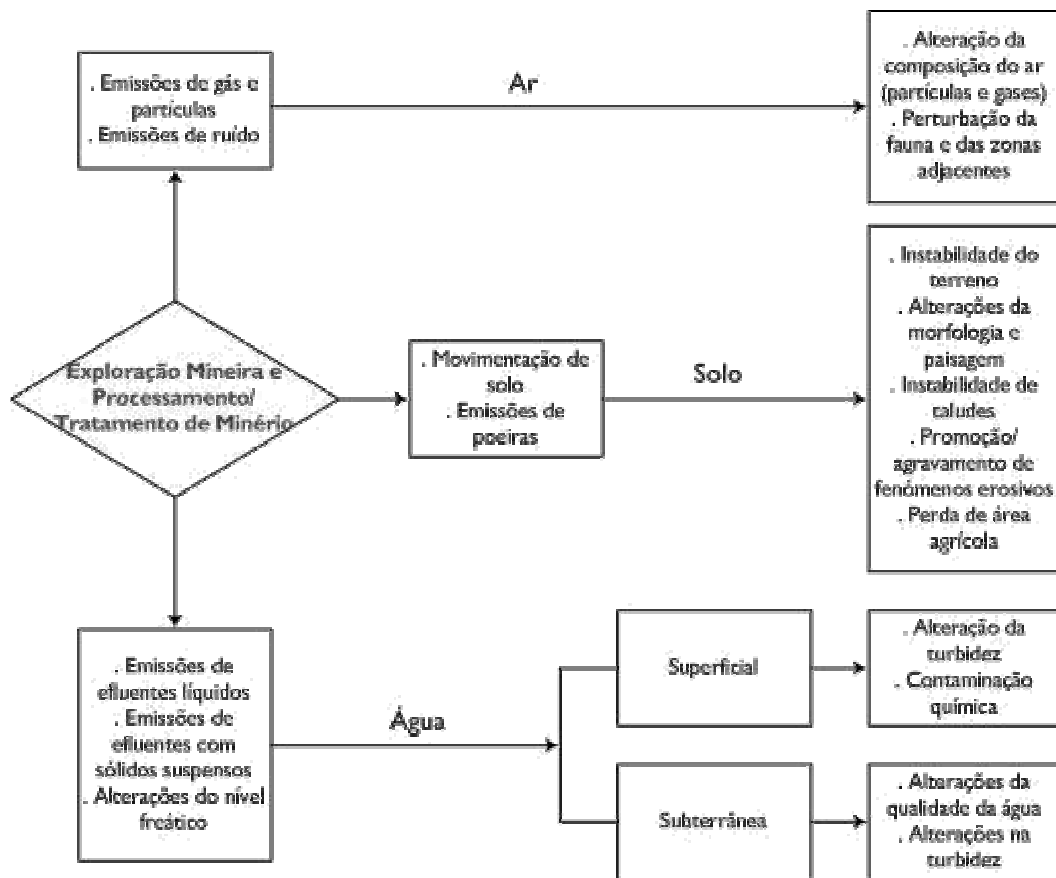
Elevados teores de metais pesados podem ser encontrados na cadeia trófica e no homem, em zonas próximas de áreas mineiras, devido à entrada desses elementos em solos agrícolas, cursos de água e nos alimentos produzidos nessas áreas, podendo colocar em risco toda a população localizada na proximidade dos empreendimentos mineiros (Silva et al. 2004).

A actividade mineira desenvolvida em áreas que contêm sulfuretos, como a pirite ( $\text{FeS}_2$ ) e a arsenopirite ( $\text{FeSAs}$ ), pode expor à atmosfera os sulfuretos confinados que, ao entrarem em contacto com a água e o ar, sofrem oxidação catalisada por bactérias, principalmente espécies do género *Acidithiobacillus* (*T. ferroxidans*, *T. thioparus* e *T. thiooxidans*). Os produtos resultantes da oxidação dos sulfuretos, os sulfatos, para além de serem altamente solúveis, apresentam características fortemente ácidas, sendo facilmente dissolvidos na fase líquida, causando acidificação das águas de drenagem. Devido aos baixos valores de pH, que podem chegar a valores de 2,0 ou menos, elementos tóxicos, a partir de determinados teores, como o Alumínio (Al), Manganês (Mn), Cobre (Cu), Arsénio (As), Zinco (Zn), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg) e Cádmio (Cd), se se encontrarem presentes no solo, são solubilizados e mobilizados nas águas de drenagem, podendo ser absorvidos em níveis tóxicos pelas plantas e incorporados na cadeia trófica (Silva et al. 2004; Borma & Soares, S/data).

Neste sentido, a drenagem ácida, constitui um sério problema ambiental, capaz de comprometer a qualidade dos recursos hídricos, cujas águas se tornam inadequadas para consumo humanos, animal, irrigação e para uso industrial.

Esta drenagem ácida, para além de ocorrer em pilhas ou depósitos de resíduos, pode também ocorrer em galerias de minas subterrâneas, pilhas de lixiviação, pilhas de stock de minério, ou ainda em zonas de exploração activa que ocorram a céu aberto (Borma & Soares, S/data).

Em suma, os principais aspectos e impactes ambientais relacionados, quer com a exploração mineira, quer com o processamento/tratamento dos minerais extraídos, podem ser esquematizados de acordo com o descrito na Figura I.19.



**Figura I.19** - Principais aspectos e impactes ambientais relacionados com a exploração mineira e com o processamento/tratamento dos minerais extraídos (Adaptado de Borma & Soares, S/data).

## 1.6. Conservação, Remediação e Reabilitação de Solos Contaminados

No Brasil, a erosão tem vindo a gerar prejuízos na área urbana e rural, quer através da perda de solos agrícolas, quer ao nível de investimento público em obras de infraestruturas em área urbanas degradadas e urbanizações e conseqüente assoreamento dos ecossistemas aquáticos (Almeida Filho *et al.*, 2001).

Este processo é desencadeado, como já referido, de diferentes formas e intensidades em função das condições geológicas, climáticas, bióticas, etc., dependendo desta forma, das condições naturais do meio físico das diversas paisagens geográficas. Neste sentido, os processos erosivos naturais tendem a caracterizar regiões especiais, destacando os agentes erosivos que nelas prevalecem, como por exemplo a erosão hídrica nas zonas tropicais húmidas, sob a acção da chuva.

A erosão actual das terras, deixa desta forma de ser um processo meramente geológico, passando a ser reconhecida como acelerada (ou antrópica), agravada pela desflorestação e por variadas utilizações do solo, que contribuem para a aceleração dos processos erosivos (Almeida Filho *et al.* 2001).

Casos de erosão acelerada agravam-se, quando a ela se associam fontes de contaminação dos solos.

A partir última metade do séc. XX, observou-se a introdução de numerosos poluentes, cujos efeitos finais, na biosfera e na saúde humana, em particular, são totalmente desconhecidos, pois na maioria das vezes, esses produtos são extremamente tóxicos (Coutinho & Barbosa, 2007; Monteiro de Oliveira *et al.* 2007).

Entidades Governamentais de todo o mundo procuram abordagens economicamente viáveis para a recuperação de áreas poluídas e para a conservação da biodiversidade, como a formação de áreas protegidas, reservas e parques naturais. Estas áreas funcionam como um reservatório de espécies animais e vegetais que poderiam romper os ecossistemas originais que foram degradados. Outra proposta aborda a regeneração propriamente dita da região degradada devido a actividades antrópicas, contribuindo para uma reconversão desse *habitat* (Coutinho & Barbosa, 2007).

Qualquer que seja a sua origem, o destino final mais frequente dos metais pesados, é a deposição em solos e sedimentos. Eles acumulam-se frequentemente na camada superior do solo, ligando-se fortemente às argilas por adsorção iónica (Coutinho & Barbosa, 2007), tornando-se acessíveis às raízes das plantas. Ao serem transportados podem alterar a sua forma química, acumulando-se em organismos vivos, podendo conduzir à extinção de algumas espécies (Anselmo & Jones, 2005).

A redução dos impactes causados pela poluição do solo e da água é fundamental para a melhoria da qualidade ambiental e garantia da qualidade de vida. Grande parte das técnicas de remediação e minimização de impactes sobre o solo e a água contaminados por metais pesados, têm sido desenvolvidas para resolver problemas locais, devendo ser adaptadas em

função das características do local, da concentração de poluentes, do tipo de poluentes e da utilização final a que o meio contaminado se destina (Anselmo & Jones, 2005; Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

Na procura de alternativas para despoluir (ou remediar) áreas contaminadas por diferentes compostos, procuram-se identificar técnicas que apresentam eficiência na descontaminação, simplicidade na execução, rapidez na forma de tratamento e baixos custos (Coutinho & Barbosa, 2007).

Em caso de contaminação, os solos podem ser remediados recorrendo a técnicas químicas, físicas, biológicas e térmicas (Ghosh & Singh, 2005).

Estas técnicas podem agrupar-se em duas categorias:

- 1) **Técnicas *in situ***, em que o tratamento dos contaminantes ocorre no próprio local, sem ocorrer mobilização do solo.

Nas técnicas *in situ*, podem também ser utilizados métodos de tratamento químicos, físicos, biológicos e térmicos (Sparks, 1995; Ghosh & Singh, 2005; USEPA, 2006).

- 2) **Técnicas *ex situ***, que requerem a remoção do solo contaminado, para tratamento noutros locais, podendo o mesmo ser repostado após o tratamento. Os métodos *ex situ* convencionais implicam a escavação do solo (ou a bombagem de águas subterrâneas, em caso de contaminação em aquíferos), a sua desintoxicação e/ou destruição dos contaminantes, recorrendo para isso a técnicas químicas, físicas, biológicas e térmicas. Dentro desta técnica existe ainda a possibilidade de efectuar uma metodologia *ex situ*, mas *on site*, quando ocorre remoção do solo, sendo o seu tratamento efectuado em instalações implementadas no local (Sparks, 1995; Ghosh & Singh, 2005; USEPA, 2006).

A classificação das técnicas usualmente utilizadas na remediação de solos contaminados apresenta-se na Tabela I.3.

**Tabela I.3** – Classificação das técnicas de remediação de solos contaminados (Cole, 1994; USEPA, 2006; Albergaria, 2007)

Técnicas <i>In situ</i>	
Físicas e Químicas	Extracção de Vapor do Solo; Solidificação/Estabilização; Oxidação/Redução Química; Lavagem do Solo; Separação Electrocinética; Injecção de nano partículas de ferro zero valente



Biológicas	Biorremediação; Bioarejamento; Fitorremediação
Térmicas	Aquecimento por Radiofrequência com eléctrodos; Vitrificação <i>in situ</i>
<b>Técnicas <i>Ex situ</i></b>	
Físicas e Químicas	Extracção de Vapor do solo; Solidificação/Estabilização; Oxidação Química; Lavagem do solo; Escavação e Deposição em aterro
Biológicas	Agrorremediação ( <i>Landfarming</i> ); Compostagem
Térmicas	Incineração; Desadsorção Térmica; Incorporação em betume

Após a análise dos solos da área de estudo, a presente dissertação pretende apresentar conhecimentos e medidas sobre prevenção e controlo da erosão hídrica urbana e rural, mas também sobre remediação e reabilitação de áreas eventualmente contaminadas com metais pesados.

## 1.7. Criação da READE

Como tentativa de iniciar um processo de recuperação e reabilitação de áreas contaminadas pela forte indústria extractiva de metais, várias instituições de Minas Gerais, com fortes ligações à área ambiental, criaram com a Universidade de Évora e a Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, em Dezembro de 2009, uma rede de investigadores pertencentes a diversas áreas da ciência, com o objectivo de, conjugando o saber dos dois países, realizar variados estudos multidisciplinares nas áreas mais problemáticas do Quadrilátero Ferrífero. Sendo um dos objectivos da READE (Rede Luso-Brasileira de Remediação e Reabilitação de Ambientes Degradados) a formação avançada de estudantes de ambos os países como estratégia de fortalecimento do seu potencial científico humano e na promoção da inovação e no constante aperfeiçoamento das tecnologias ambientais e de sustentabilidade. Pretende-se que este trabalho constitua a primeira tese de doutoramento da READE, feita em Portugal mas com estreita colaboração dos colegas das entidades brasileiras participantes.

Dada a área temática da READE, e sendo este o primeiro trabalho a desenvolver no âmbito desta rede e em estreita cooperação entre as entidades portuguesas e brasileiras participantes, o principal objectivo consiste na quantificação das taxas de erosão de uma Bacia Hidrográfica com forte impacto mineiro e na identificação das zonas mais vulneráveis, com recurso a técnicas de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), de forma a se fazer uma posterior

avaliação geoquímica, com vista ao estudo de propostas para a sua remediação e reabilitação. Por consulta aos parceiros brasileiros, propõe-se que esse estudo seja realizado na Bacia do Rio Paraopeba, no Estado de Minas Gerais, na região do Quadrilátero Ferrífero, região caracterizada por elevada biodiversidade e geodiversidade. A escolha desta bacia, como área-piloto de estudo, deve-se à sua importância social e económica, associada a graves problemas ambientais devido à intensa actividade mineira que desde há mais de 300 anos se exerce na região, com maior intensificação nos últimos 50 anos.

## 1.8. Objectivos principais deste estudo

Este trabalho tem como principal objectivo (1) identificação de áreas mais vulneráveis à erosão e contaminação por metais na região do Quadrilátero Ferrífero e (2) avaliação geoquímica dos solos localizados nas zonas preferencialmente mais susceptíveis aos processos erosivos, previamente identificadas através de utilização de modelos matemáticos utilizando a tecnologia de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Os estudos geoquímicos da sub-bacia seleccionada, foi realizado nos solos, pretendendo-se com este estudo o conhecimento do teor dos metais e a forma química em que ocorrem, com o fim de avaliar a sua biodisponibilidade, origem e percurso nas bacias estudadas. A compreensão do comportamento geoquímico destes elementos, servirá de base à proposta de estratégias e técnicas de recuperação e reabilitação de áreas fortemente contaminadas por indústrias mineiras, de forma a minimizar os impactes ambientais e a melhorar a qualidade dos solos, sistemas aquáticos e da população em geral. Estas estratégias farão parte de um estudo mais alargado e multidisciplinar a realizar por parte dos membros da equipa luso-brasileira da READE.

Face aos objectivos deste trabalho, os estudos propostos serão os seguintes:

- (1) Elaboração de um modelo espacial de erosão, baseado em tecnologia de Sistemas de Informação Geográfica, cujas métricas nos darão a identificação das zonas mais vulneráveis aos processos erosivos e que corresponderão à maior fonte de entrada de metais pesados nos sistemas hídricos. Estas áreas servirão de base ao estudo geoquímico a descrever no ponto (2) e corresponderão às áreas de intervenção prioritária para conservação, remediação e reabilitação;
- (2) Estudo geoquímico das componentes geológicas do sistema nas zonas identificadas como as de maior susceptibilidade à erosão, através da elaboração do Modelo espacial obtido através da análise de SIG. Essas componentes incluirão solos representativos de todas as classes presentes.

Nestes solos analisar-se-ão diversos elementos metálicos (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Co, Cd e As) na sua fracção total e nas diferentes formas químicas em que ocorrem, através de métodos de extracção sequencial. Estes dados, permitirão avaliar o comportamento geoquímico destes elementos no que diz respeito à sua solubilidade, mobilidade e biodisponibilidade, de forma a estimar os potenciais riscos decorrentes da sua presença nos solos e, conseqüentemente, nos ambientes aquáticos e a definir quais as tecnologias mais adequadas para intervenção com vista à reabilitação da bacia.

## **1.9. Área de Trabalho escolhida neste estudo**

A área de estudo utilizada neste trabalho é a Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, localizada na Região Sudeste do Brasil, no Estado de Minas Gerais. O rio Paraopeba é um dos afluentes do Rio S. Francisco e um dos tributários da albufeira de Três Marias, já anteriormente estudada pela autora na sua dissertação de Mestrado. A intensa actividade mineira exercida nesta bacia, para além de actividades agrícolas e industriais do ramo metalúrgico, reflecte-se na qualidade das águas com níveis de fosfato total, coliformes fecais e totais e alguns elementos metálicos, como ferro, manganês, arsénio e mercúrio. O rio Paraopeba, apesar de contribuir com apenas 4% da vazão do rio São Francisco, é responsável por 11% do fluxo total médio de sedimentos em suspensão, sendo o responsável pelas maiores concentrações da carga orgânica nele depositada.



## CAPÍTULO 2

### CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAOPEBA

#### 2.1. Considerações Gerais

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba situa-se a sudeste do estado de Minas Gerais, abrangendo uma extensa área (13.643 km<sup>2</sup>). O rio Paraopeba, que na língua Tupi significa “rio de águas rasas e de pouca profundidade”, tem como seus principais afluentes os rios Águas Claras, Macaúbas, Betim, Camapuã e Manso. Ele é também um dos mais importantes tributários do rio São Francisco (CBH Paraopeba, s/data).

O Rio Paraopeba nasce a sul do município de Cristiano Ottoni e percorre aproximadamente 510 km, seguindo a direção N-NW, até à sua foz, a barragem de Três Marias, localizada no Município de Felixlândia (Figura 2.1).

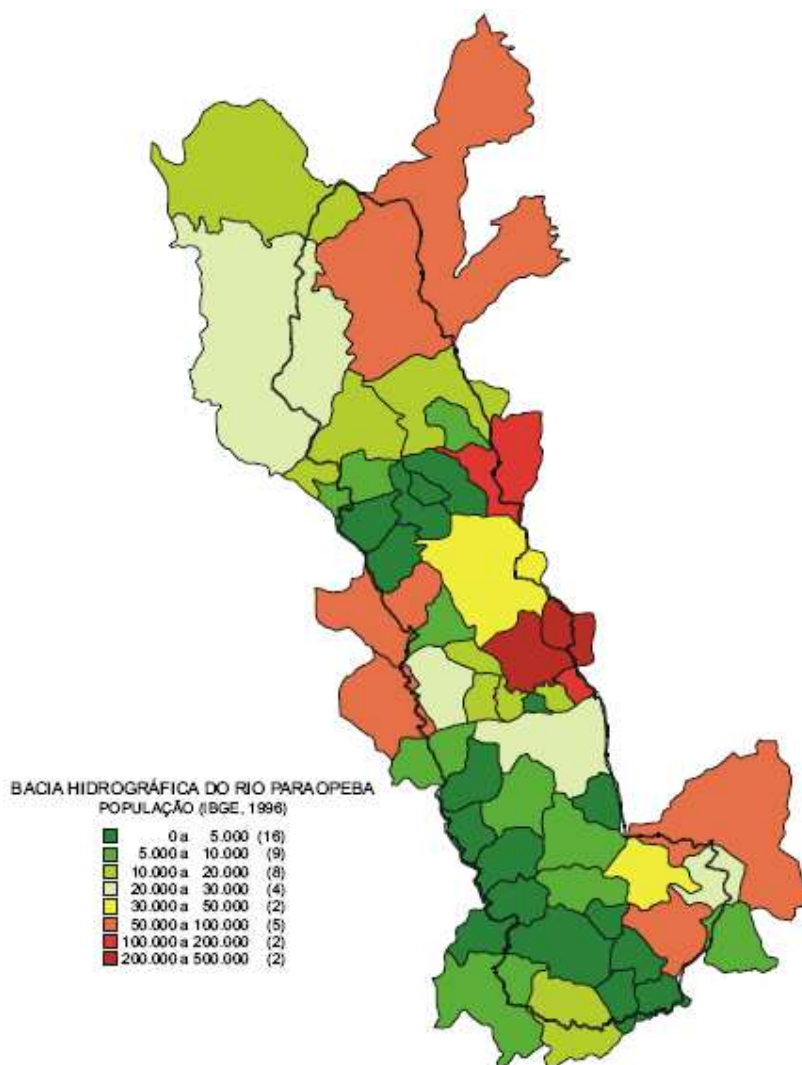


**Figura 2.1** – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e da Sub-bacia do Rio Paraopeba (CBH Paraopeba, S/data).

A região possui uma área que corresponde a 2,5% da área total do Estado de Minas Gerais e sedia os seguintes municípios: Belo Vale, Betim, Bonfim, Brumadinho, Cachoeira de Prata, Caetanópolis, Casa Grande, Congonhas, Conselheiro Lafaiete, Cristiano Ottoni, Crucilândia, Entre Rios de Minas, Esmeraldas, Florestal, Fortuna de Minas, Ibirité, Igarapé, Inhaúma, Itatiaiuçu, Jeceaba, Juatuba, Mar de Espanha, Marilac, Materlândia, Moeda, Ouro Branco, Paraopeba, Pequi, Piedade dos Gerais, Queluzito, Rio Manso, São Brás do Suaçuí, São Joaquim de Bicas, São José da Varginha e Sarzedo (Medeiros, 2000; IGAM, 2005).

## 2.2. Características Populacionais e Económicas

A região abrangida pela Bacia Hidrográfica do rio Paraopeba integra, total ou parcialmente, 48 municípios, com cerca de 933.600 habitantes (Figura 2.2) existindo uma maior concentração populacional nas zonas do alto e médio curso do rio (Medeiros, 2000).



**Figura 2.2** – Distribuição da população na bacia do rio Paraopeba (Medeiros, 2000).

Na Tabela 2.1, são apresentados os valores dos agregados populacionais, bem como as áreas de ocupação, dos municípios que integram a bacia do rio Paraopeba.

**Tabela 2.1** – População total que integra os Municípios existentes na Bacia do Rio Paraopeba (Medeiros, 2000).

Município	População Total	População na Bacia do Paraopeba	Sub-bacias no Paraopeba
Belo Vale	7.267	7.267	Curso principal do Rio Paraopeba
Betim	415.098	415.098	Rio Betim
Bonfim	6.715	6.715	Ribeira Águas Claras
Brumadinho	31.965	31.965	Curso principal do Rio Paraopeba
Cachoeira de Prata	3.802	3.802	Ribeira dos Macacos
Caetanópolis	9.490	9.490	Ribeira do Cedro
Casa Grande <sup>1</sup>	2.100	210	Rio da Prata
Congonhas	45.984	45.984	Rio Maranhão
Conselheiro Lafaiete	109.280	102.836	Rio Maranhão
Contagem <sup>1 2</sup>	608.650	273.893	Rio Betim
Cristiano Ottoni	4.881	4.881	Curso principal do Rio Paraopeba
Crucilândia	4.593		Rio Manso
Curvelo <sup>1 2</sup>	71.611	10.742	
Desterro de Entre Rios <sup>1 2</sup>	6.914	5.531	Rio Camapuã
Entre Rios de Minas	13.887	13.887	Rio Camapuã
Esmeraldas <sup>1</sup>	55.436	49.892	Ribeira Grande
Felixlândia <sup>1 2</sup>	13.618	2.043	Ribeira dos Gomes
Florestal	5.928	5.928	Ribeira das Lajes
Fortuna de Minas	3.837	3.837	Ribeira dos Macacos
Ibirité	148.535	148.535	Ribeira Sarzedo
Igarapé	31.135	31.135	Curso principal do Rio Paraopeba
Inhaúma	5.347	5.347	Ribeira dos Macacos
Itatiaçu <sup>1</sup>	8.953	8.058	Rio Manso
Itaúna <sup>1 2</sup>	81.833	4.092	Ribeira Serra Azul
Itaverava <sup>1 2</sup>	5.724	572	Rio Maranhão
Jeceaba	5.892	5.892	Rio Camapuã
Juatuba	19.528	19.528	Ribeira Serra Azul
Lagoa Dourada <sup>1 2</sup>	11.792	7.075	Rio Camapuã
Maravilhas <sup>1</sup>	6.840	6.156	Rio Pardo
Mário Campos	11.421	11.421	Ribeira Sarzedo
Mateus Leme	25.627	25.627	Ribeira Serra Azul
Moeda	4.506	4.506	Ribeira Contendas
Ouro Branco <sup>1</sup>	33.548	30.193	Rio Maranhão

Ouro Preto <sup>1 2</sup>	67.048	10.057	Rio Maranhão
Papagaios <sup>1 2</sup>	14.410	12.969	Rio Pardo
Pára de Minas <sup>1 2</sup>	79.852	7.985	Ribeira das Lajes
Paraopeba <sup>1</sup>	22.204	21.094	Ribeira Cova D'Anta
Pequi	4.232	4.232	Rio Vermelho
Piedade dos Gerais	4.542	4.542	Rio Macaúbas
Pompéu <sup>1 2</sup>	28.393	4.259	Ribeira Pedro Moreira
Queluzito	3.200	3.200	Curso principal do Rio Paraopeba
Resende Costa <sup>2</sup>	10.537	10.537	Rio Camapuã
Rio Manso	5.007	5.007	Rio Manso
São Brás de Suaçui	3.488	3.488	Curso principal do Rio Paraopeba
São Joaquim de Bicas	22.214	22.214	Curso principal do Rio Paraopeba
São José da Varginha	3.797	3.797	Ribeira Cova D'Anta
Sarzedo	23.282	23.282	Ribeira Sarzedo
Sete Lagoas <sup>1 2</sup>	217.506	32.626	Ribeira dos Macacos
<b>Total</b>	<b>2.023.468</b>	<b>1.476.020</b>	

<sup>1</sup> Município parcialmente inseridos na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba

<sup>2</sup> Municípios com Sede Urbana fora da Bacia

Como actividades económicas mais importantes encontram-se a extracção de areia, com grandes depósitos na região do alto e médio cursos do rio Paraopeba.

A agricultura e pecuária distribuem-se ao longo da bacia tendo como principais produções agrícolas o milho, o feijão, o arroz, a cana-de-açúcar, o café e a batata.

A principal actividade pecuária diz respeito à criação de gado bovino, localizando-se esta predominantemente na região norte da bacia (Medeiros, 2000).

### 2.3. Clima

A variação topográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, no seu todo, influencia significativamente o comportamento climático da região, resultando em valores pluviométricos e térmicos muito distintos.

A bacia apresenta um gradiente térmico positivo, do alto para o baixo curso do Rio Paraopeba, com aumento de temperaturas.



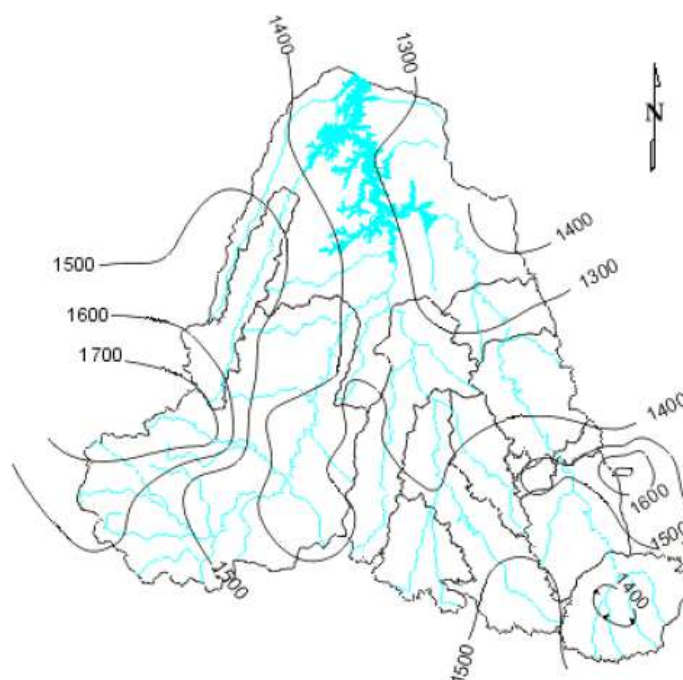
Os mesmos valores de temperaturas ocorrem no extremo sul da bacia, principalmente nas proximidades das Serras de Ouro Branco e Moeda, com temperaturas entre os 15 °C e os 18°C. Por outro lado, as maiores médias são observadas essencialmente, no baixo curso do Rio Paraopeba, tanto em função do relevo, como da latitude, com valores que variam entre os 19°C e os 23 °C (Medeiros, 2000; Durães, 2010).

O regime pluviométrico é típico de regiões de clima tropical, com ocorrência de valores máximos no Verão, e de mínimos no Inverno (IGAM, 2005).

O trimestre mais chuvoso contribui com cerca de 55% a 60% do total anual de precipitação, correspondendo, para praticamente toda a bacia, aos meses de Novembro, Dezembro e Janeiro. A exceção ocorre na extremidade ocidental da bacia, onde os meses mais chuvosos são Dezembro, Janeiro e Fevereiro. Já o trimestre mais seco, que compreende os meses de Junho, Julho e Agosto, contribui com menos de 5% da precipitação anual (IGAM, 2005).

As zonas em que se registam os maiores volumes de pluviosidade encontram-se localizadas na parte sudeste da bacia, nomeadamente no extremo sudoeste e em toda a extensão das Serras do Quadrilátero Ferrífero até Belo Horizonte, com índices superiores a 1.500 mm. O índice de pluviosidade diminui em direcção ao Baixo Paraopeba, atingindo valores próximos a 1200 mm anuais, na região do Município de Curvelo (Medeiros, 2000; IGAM, 2005).

A Figura 2.3 constitui uma representação do mapa de isoietas de precipitações médias anuais.

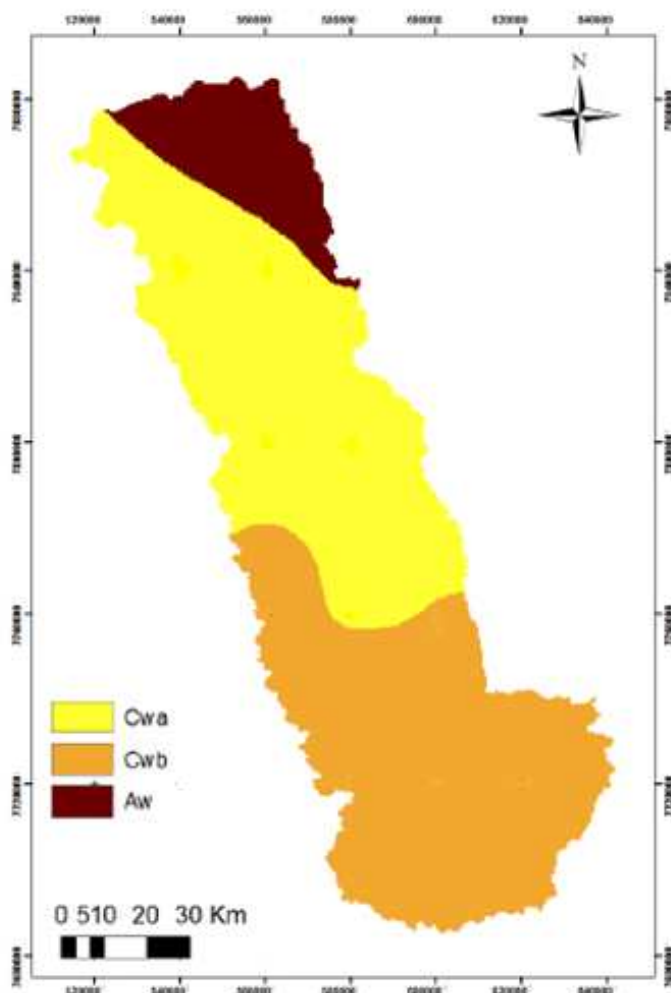


**Figura 2.3** – Mapa de isoietas de precipitação média anual (Medeiros, 2000).

De acordo com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) (2005), na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba é possível encontrar três tipologias climáticas distintas, considerando a classificação definida por Köppen:

- Cwb – Clima temperado com Verão ameno e Inverno suave, na região de cabeceira da bacia;
- Cwa – Clima temperado com Verão quente e Inverno suave, na faixa central da bacia;
- Aw – Clima tropical chuvoso, quente húmido, com Inverno seco e Verão chuvoso, na zona próxima à Barragem de Três Marias (IGAM, 2005).

A Figura 2.4 mostra as tipologias climáticas encontradas na bacia do Rio Paraopeba.



**Figura 2.4** – Tipologias climáticas existentes na bacia do Rio Paraopeba, de acordo com a classificação de Köppen (Durães, 2010).

O relevo exerce uma forte influência na distribuição da chuva e do clima. Neste sentido, há uma tendência de concentração de valores mais elevados de precipitação nas áreas de maior altitude. Os locais com maior volume de precipitação anual da bacia encontram-se na extensão da Serra da Moeda, Três Irmãos, Serra Azul e na região de Resende Costa e Lagoa Dourada. Estas são áreas que possuem índices superiores a 1.500 mm anuais. Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, nos locais de menos altitude, regista-se menor precipitação (Lanza, 2011).

Seguidamente, na Tabela 2.2., apresenta-se o balanço hídrico no Alto Paraopeba.

**Tabela 2.2** – Balanço hídrico no Alto Paraopeba (Lanza, 2011)

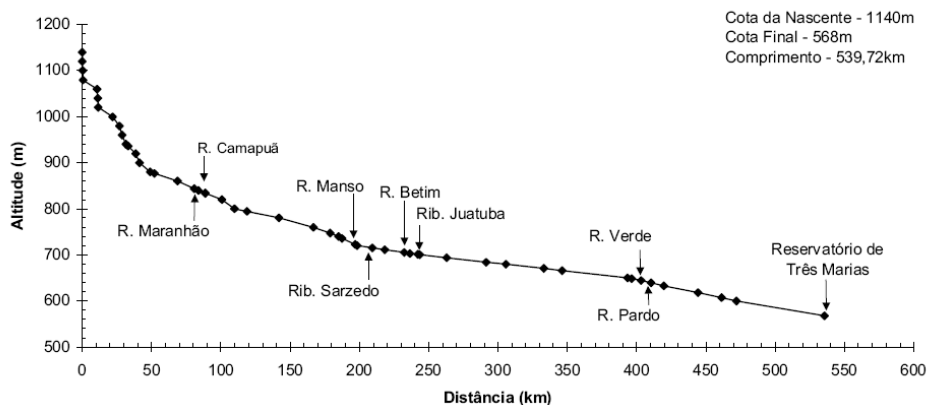
Alto Paraopeba	
Total anual de precipitação	1.398,3 mm
Total anual de evapotranspiração real	836,6 mm
Deficiência hídrica	57,9 mm
Excesso hídrico	492,1 mm
Valor do escoamento máximo anual	130,2 mm
Meses mais chuvosos	Outubro a Março
Meses mais secos	Abril a Setembro

## 2.4. Caracterização Hidrográfica

O Rio Paraopeba possui a sua nascente localizada no Município de Critiano Otoni, a cerca de 1.140 m de altitude e desagua na Barragem de Três Marias.

Os seus principais afluentes, na margem esquerda são, o Rio Camapuã, o Ribeirão das Águas Claras, o Rio Manso, o Rio Juatuba e o Ribeirão Florestal e, pela margem direita, o Rio Maranhão, o Ribeirão Sarzedo e o Rio Betim.

Na Figura 2.5 apresenta-se o perfil longitudinal do Rio Paraopeba.



**Figura 2.5** - Perfil longitudinal do Rio Paraopeba (Medeiros, 2000).

A bacia possui várias barragens construídas para diversos fins, entre eles, o abastecimento de água e a produção de energia eléctrica. As prioridades de utilização da água das barragens existentes, encontram-se fixadas nos Planos Directores de Recursos Hídricos (e Plano Director da Bacia do Rio Paraopeba) tendo sido estabelecidas, para o efeito quatro classes de utilizações: Classe 1 – Consumo humano; Classe 2 – Consumo animal (ou simplesmente pecuária); Classe 3 – Agricultura; Classe 4 – Utilização industrial e no comércio (Medeiros, 2000; IGAM, 2005; Molozzi *et al.* 2011).

As principais barragens existentes na Bacia do Rio Paraopeba encontram-se apresentadas na Tabela 2.3.

**Tabela 2.3** – Principais barragens existentes na Bacia do Rio Paraopeba (Medeiros, 2000)

Barragem	Rio	Volume (m <sup>3</sup> )
Ibirité	Ibirité	20,0 × 10 <sup>6</sup>
Vargem as Flores	Betim	44,0 × 10 <sup>6</sup>
Serra Azul	Serra Azul	-
Soledade	Soledade	-
Manso	Manso	-

### 2.4.1. Caracterização sumária dos principais cursos de água existentes na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba

A Sub-bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba pertence à Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e abrange uma área de 13.643 km<sup>2</sup> (IGAM, 2005).

O rio São Francisco, que nasce em Minas Gerais, atravessa o Sertão semi-árido mineiro e baiano possibilitando a sobrevivência da população ribeirinha, de classe social baixa, a irrigação em pequenas propriedades e a criação de gado.

A bacia do Rio São Francisco é bastante extensa, sendo responsável pela drenagem de aproximadamente 7,5% do território nacional. Este Rio possui a terceira maior bacia hidrográfica do Brasil e a única totalmente brasileira, drena uma área de 645.000 km<sup>2</sup> e ocupa 8% do território nacional (Carvalho, 2001). A sua nascente localiza-se na Serra da Canastra, a uma altitude de 1.400 m. Corre em direcção Sul – Norte, sendo que, no estado da Baía muda o seu curso para noroeste e depois para sudeste, desaguando no Atlântico, num percurso total de 2.700 km. Durante o seu percurso atravessa os Estados de, Minas Gerais, Baía, limita Pernambuco com Baía e separa os Estados de Sergipe do de Alagoas a montante. É um rio de planalto, transformando-se depois num rio de planície, sendo conhecido como *Rio da Unidade Nacional*, por ser o maior curso de água inteiramente brasileiro (Carvalho, 2001).

A sub-bacia do Rio Paraopeba encontra-se representada na Figura 2.6.



**Figura 2.6** – Representação da sub-bacia do Rio Paraopeba (Adaptado de IGAM, 2005).

Entre os principais cursos de água existentes na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, destacam-se os seguintes (Medeiros, 2000):

- **Rio Paraopeba:** O Rio Paraopeba possui a sua nascente a 1.140 m de altitude, entre as Serras Vertentes e Espinhaço, no município de Cristiano Ottoni. Percorre aproximadamente 510 km, até à sua foz, a barragem de Três Marias, localizada no Município de Felixlândia (Figura 2.7).



**Figura 2.7** – Rio Paraopeba  
([www.panoramio.com](http://www.panoramio.com)).

- **Ribeirão do Calado – Córrego Pau Grande:** O Ribeirão do Calado possui a sua nascente a uma altitude de 1.160 metros, na cidade de Ouro Branco, no Estado de Minas Gerais, com o nome de Córrego Pau Grande e desagua na margem direita do Córrego Castelhana, após um percurso de 7,5 km;

- **Ribeirão Campestre – Córrego dos Vieiras – Córrego Castelhana:** O Ribeirão Campestre possui a sua nascente a uma altitude de 1.240 m, próxima da localidade de Vieiras, na cidade de Ouro Branco, no Estado de Minas Gerais. É denominado de Córrego dos Vieiras e posteriormente de Córrego Castelhana. Tem como afluente na margem direita o Córrego Pau Grande e desagua no Ribeirão Varginha, também pela margem direita, após um percurso de 8,5 km;

- **Ribeirão Varginha – Córrego Varzas:** O Ribeirão Varginha possui a sua nascente a uma altitude de 1.060 m, próxima da localidade de Vargas, denominada de Córrego Vargas, no Município de Ouro Branco, estado de Minas Gerais. Tem como afluente pela margem direita, o Córrego Castelhana e desagua no Ribeirão da Passagem pela margem esquerda, após um percurso de 17 km;

- **Ribeirão da Passagem:** O Ribeirão da Passagem possui a sua nascente localizada a uma altitude de 1.000 m, no Município de Ouro Branco, Estado de Minas Gerais. Tem como

afluente da margem esquerda o Ribeirão Varginha e desagua no Ribeirão Soledade, também pela margem esquerda, após um percurso de 9 km;

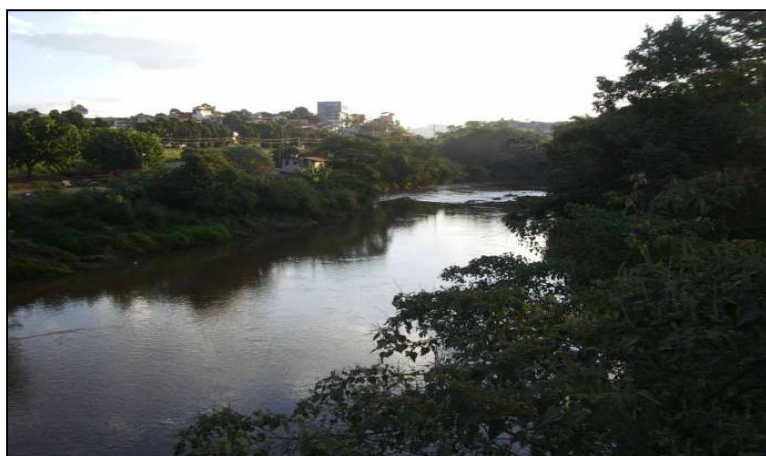
- **Ribeirão Soledade:** O Ribeirão Soledade possui a sua nascente a uma altitude de 1.380 m, denominada de Ribeirão Burnier, no Município de Ouro Preto, estado de Minas Gerais. Após um percurso de 19,1 km desagua no rio Maranhão pela margem direita, a uma altitude de 870 m. O seu principal afluente, pela margem esquerda é o Ribeirão da Passagem;

- **Rio Maranhão:** O Rio Maranhão é formado pelo Rio Bananeiras, que possui a sua nascente localizada a 1.060 m de altitude, próxima da Serra do Espinhaço, na Cidade do Conselheiro Lafaiete e Congonhas. Desagua no Rio Paraopeba pela margem direita, a uma altitude de 840 m;

- **Ribeirão Santo Antônio – Córrego Poço Fundo:** Também denominado de Ribeirão Lagarto, o Ribeirão Santo Antônio possui a sua nascente na Serra da Moeda, a uma altitude de 1.460 m, próxima da localidade de Casa da Pedra, com o nome de Córrego do Poço Fundo, na Cidade de Congonhas, Estado de Minas Gerais. Após um percurso de aproximadamente 13 km, desagua na margem direita do Rio Maranhão, a uma altitude de 720 m;

- **Ribeirão Corralinho:** O Ribeirão Corralinho possui a sua nascente na Serra das Vertentes a 1.125 m de altitude, na Cidade de Resende Costa, estado de Minas Gerais, denominada de Ribeirão dos Paulos e desagua na margem esquerda do Rio Brumado, a uma altitude de 870 m, após um percurso de 29 km;

- **Rio Brumado:** O Rio Brumado possui a sua nascente na Serra das Vertentes, no Município de Lagoa Dourada, Estado de Minas Gerais, a 1.100 m de altitude, denominada de Córrego da Mutuca. O seu principal afluente na margem esquerda é o Ribeirão Curralinho. Após um percurso de 49 km, desagua no Rio Camapuã, pela margem esquerda, a uma altitude de 860 m (Figura 2.8);



**Figura 2.8** – Município de Brumadinho nas margens do Rio Paraopeba (CBH Paraopeba, S/data).

- **Rio Camapuã – Córrego do Paiol Velho – Córrego Grande – Rio Grande:** O Rio Camapuã possui a sua nascente localizada a 1.080 m de altitude, localizada na Serra das Vertentes, na cidade de Lagoa Dourada, no Estado de Minas Gerais. Recebe sucessivamente os nomes de Córrego do Paiol Velho, Córrego Grande, Rio Grande e finalmente Rio Camapuã. O seu principal afluente pela margem esquerda é o Rio Brumado. Após um percurso de 68 km desagua no Rio Paraopeba, pela margem esquerda, a uma altitude de 830 m (Figura 2.9);



**Figura 2.9** – Junção dos Rios Camapuã e Paraopeba ([www.panoramio.com](http://www.panoramio.com)).

- **Ribeirão das Águas Claras – Córrego das Parreiras:** O Ribeirão das Águas Claras possui a sua nascente a uma altitude de 1.100 m, no município de Crucilândia, no Estado de Minas Gerais, com o nome de Córrego das Parreiras. Desagua na margem esquerda do Rio Paraopeba, nas proximidades da cidade de Brumadinho (Figura 2.8), após percorrer 50 km;

- **Rio Manso:** O Rio Manso nasce a uma altitude de 1.170 m, na cidade de Crucilândia, no Estado de Minas Gerais. Após percorrer 57 km, desagua na Barragem do Manso, para fins de abastecimento e explorada pela COPASA. Desagua na margem esquerda do Rio Paraopeba, a uma altitude de 720 m;

- **Córrego Rola Moça:** O Córrego da Rola Moça, possui a sua nascente a uma altitude de 1.410 m, na cidade de Ibité, Estado de Minas Gerais, após percorrer um percurso de 6,7 km. Desagua na margem esquerda do Rio Ibité, a uma altitude de 850 m;

- **Córrego Tabuão ou Córrego dos Tabuões:** O Córrego Tabuão possui a sua nascente localizada a 1.110 m de altitude, localizada nas proximidades da localidade de Tabuão, município de Ibité, estado de Minas Gerais. Após um percurso de 6,1 km, desagua na margem esquerda do ribeirão de Ibité, a uma altitude de 820 m;

- **Ribeirão Ibité:** O Ribeirão Ibité possui a sua nascente localizada a uma altitude de 980 m, no município de Ibité. Após um percurso de 3,7 km, o percurso do rio é interrompido



pela Barragem de Ibité. Este rio desagua na margem esquerda do Ribeirão Sarzedo, a uma altitude de 750 m;

- **Ribeirão Sarzedo:** O Ribeirão Sarzedo nasce a uma altitude de 900 m, nas proximidades da refinaria Gabriel Passos da PETROBRÁS, no município de Ibité, no Estado de Minas Gerais. Após um percurso de 18,4 km, desagua na margem direita do Paraopeba, a uma altitude de 710 m. O seu principal afluente, pela margem esquerda é o Ribeirão Ibité;

- **Rio Betim:** O Rio Betim possui a sua nascente a uma altitude de 900 m na cidade de Contagem. Após um percurso de 17,5 km, o rio Betim é interrompido pela Barragem de Vargem das Flores, passando de seguida pela cidade de Betim, desaguando na margem direita do Rio Paraopeba, a uma altitude de 705 m, após um percurso de 36,5 km. Este rio possui uma bacia hidrográfica de 219 km<sup>2</sup>;

- **Rio Florestal – Ribeirão das Lajes – Ribeirão das Vacas:** O Ribeirão das Lajes possui a sua nascente a uma altitude de 960 m, denominada de Ribeirão das Vacas, na cidade de Florestal. Possui um percurso de 22,1km e desagua na margem esquerda do Rio Paraopeba, a uma altitude de 695 m;

- **Rio Juatuba – Ribeirão dos Freitas – Ribeirão Serra Azul:** O ribeirão Serra Azul é um dos formadores do rio Juatuba. A sua nascente é denominada de Ribeirão dos Freitas, e localiza-se na Serra Azul, a uma altitude de 1.160 m, no município de Itaúna, no Estado de Minas Gerais. O Ribeirão dos Freitas passa a denominar-se de Serra Azul, após receber, pela margem esquerda, o córrego da Matinha ou Mato Frio. Após a confluência com o ribeirão Mateus Leme, passa a denominar-se de Rio Juatuba. Este desagua no Rio Paraopeba pela margem esquerda a uma altitude de 700 m, após percorrer um percurso de 44,1 km. Os seus principais afluentes são, pela margem esquerda, o córrego Mato Frio, o córrego do Jacu, o córrego do Brejo e o ribeirão Mateus Leme e, pela margem direita, o córrego Pedreira e Ribeirão do Diogo.

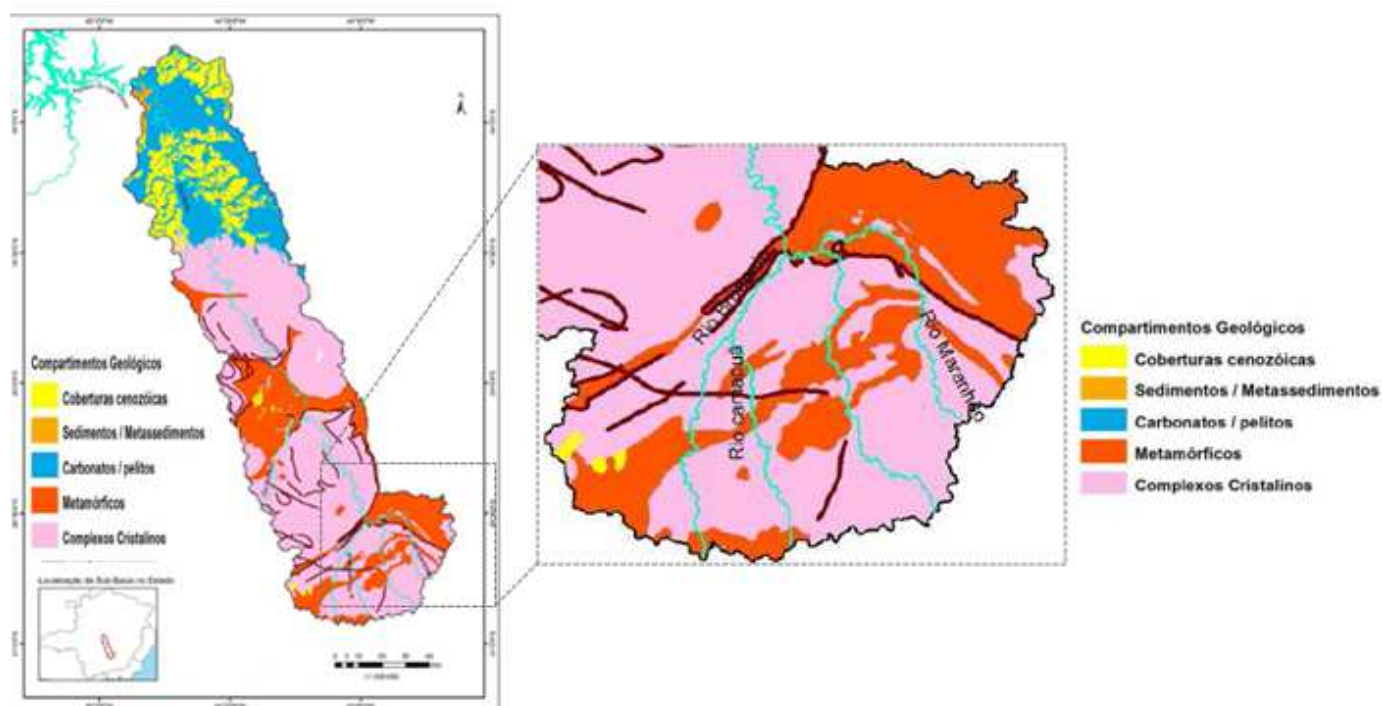
## 2.5. Características Geológicas e Geomorfológicas

A região correspondente à sub-bacia do baixo Paraopeba drena terrenos formados a partir das Formações Paraopeba e Três Marias, do Grupo Três Marias (Proterozóico Superior).

A sub-bacia do médio e alto rio Paraopeba drena a região cársica da Formação Sete Lagoas do Grupo Bambuí, as rochas granito-gnássicas dos Complexos Belo Horizonte e Bonfim (Idade

Arqueana) e as unidades dos Subgrupos Minas e Rio das Velhas (Proterozóico Superior e Arqueano, respectivamente) (Durães, 2010).

Os compartimentos geológicos que compõem a bacia hidrográfica do rio Paraopeba são caracterizados pela presença de carbonatos/pelitos, coberturas cenozóicas e sedimentos/metassedimentos localizados principalmente na região da sub-bacia do Baixo rio Paraopeba, para além de complexos cristalinos e rochas metamórficas (metassedimentos e metavulcânicas), presentes em abundância nas regiões das sub-bacias do Médio e Alto rio Paraopeba (FEAM, 2011), de acordo com a Figura 2.10.



**Figura 2.10** – Mapa Geológico da BH do Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de FEAM, 2011).

Geologicamente a área de estudo encontra-se nos domínios do Quadrilátero Ferrífero, o qual por sua vez está localizado no extremo sul do Cráton de São Francisco (Nalini Jr., 2009).

Do ponto de vista geomorfológico o Quadrilátero Ferrífero encontra-se inserido nas terras altas do centro de Minas, com grande diversidade de relevo e altitudes máximas na ordem dos 2000 metros (Nalini Jr., 2009).

Sob a sua perspectiva geológica, o Quadrilátero Ferrífero é conhecido mundialmente pela sua diversidade, tanto de minérios, como de tipos litológicos, os quais registam um longo e importante período da história da terra (Nalini Jr., 2009; Varajão *et al.* 2009).

Os limites do Quadrilátero Ferrífero são praticamente sempre marcados por encostas íngremes relacionadas com as serras alinhadas, que assumem um arranjo praticamente quadrangular, grande parte delas com rochas itabiríticas da Formação Cauê, Grupo Itabira e Subgrupo Minas (Carvalho Filho *et al.* 2010).

De natureza complexa, o Quadrilátero Ferrífero é constituído por quatro grandes unidades litológicas principais:

- Complexos Belo Horizonte, Bação e Caeté, que formam o solo regional e são constituídos por gnaisses e granitóides, de idade arqueana;
- Subgrupo Rio das Velhas, também de idade arqueana, composto por rochas vulcânicas ultramáficas, máficas e félsicas intercaladas com rochas sedimentares, tais como formações ferríferas, carbonatos e siliclásticas;
- Supergrupo Minas, de idade proterozóica, composto por quartzitos, metaconglomerados, metapelitos, itabiritos, mármore e rochas metavulcânicas;
- Grupo Itacolomi, de presumida idade paleoproteróica, constituído essencialmente por metaarenitos e metaconglomerados (Figura 2.10) (Nalini Jr., 2009; Carvalho Filho *et al.* 2010; Ruchys de Azevedo, 2007).

Devido à intensidade dos processos de meteorização e fenómenos erosivos que têm actuado sobre as rochas existentes no Quadrilátero Ferrífero, o padrão geomorfológico em cada uma das unidades que o constituem é diferente (Nalini Jr., 2009).

O solo cristalino existente é representado pelo Complexo Bação, que é uma estrutura dômica, constituída predominantemente por gnaisses e granitóides de composição granodiorítica a tonalítico-thronjdémítica. Localmente encontram-se rochas máficas, ultramáficas, xistos e pegmatitos (Nalini Jr., 2009).

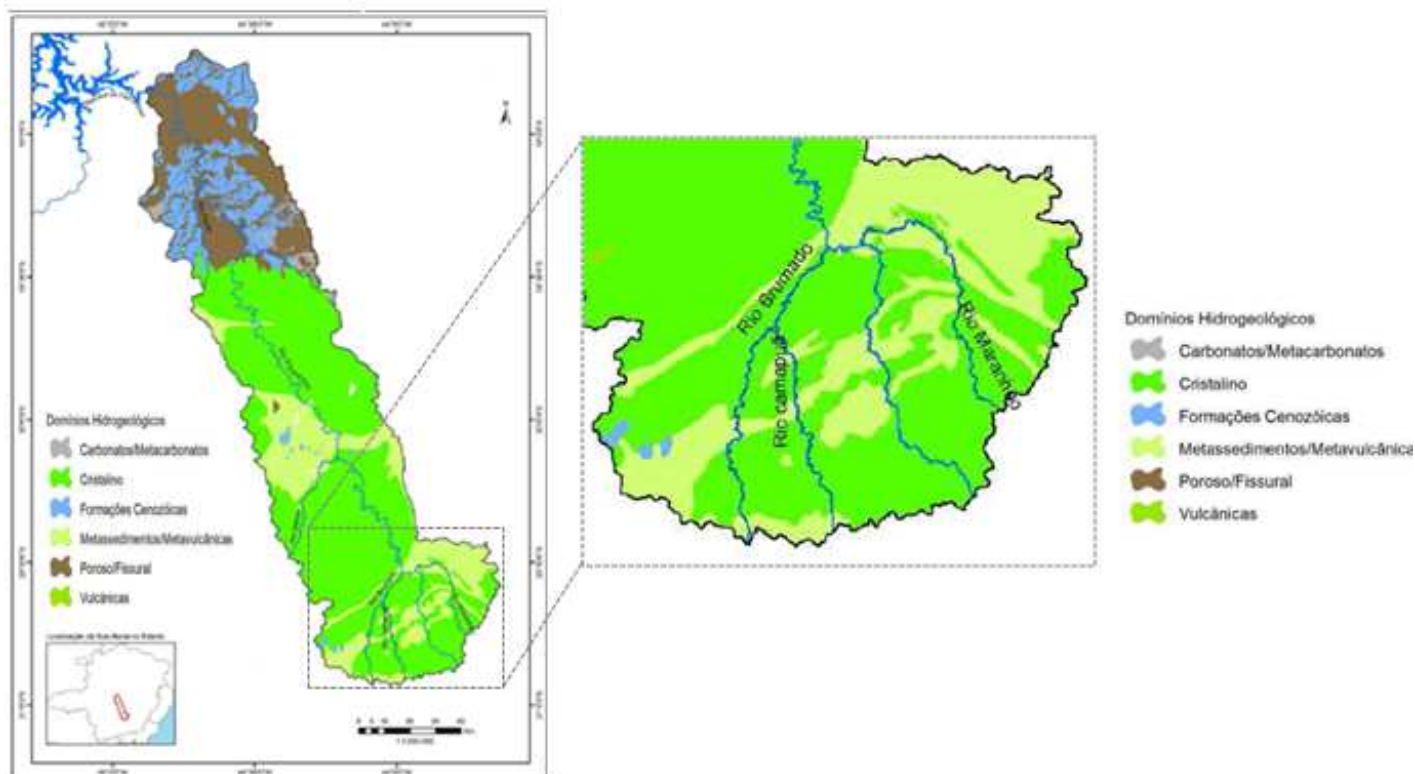
O Supergrupo Rio das Velhas é composto por três grandes grupos: Quebra-Osso, Nova Lima e Maquiné. Afloram rochas do Grupo Lima (quartzo-biotita xistos e filitos) e do Grupo Maquiné (quartzitos e xistos) (Nalini Jr., 2009).

Todo o conjunto é seccionado por diques máficos e localmente ocorrem bacias terciárias de dimensões restritas, algumas delas importantes jazidas de bauxita (Carvalho Filho *et al.* 2010).

A região constitui uma divisão das águas das Bacias do Rio São Francisco, que drena para o norte, com o seu afluente, o Rio das Velhas, que corta a parte central do Quadrilátero como principal eixo de drenagem, e o Rio Doce, a leste (Carvalho Filho *et al.* 2010).

## 2.6. Características Hidrogeológicas

Relativamente à hidrogeologia, a bacia hidrográfica do Rio Paraopeba apresenta seis domínios hidrogeológicos: cristalino, carbonatos/metacarbonatos, poroso/fissural, metassedimentos/metavulcânicas, vulcânicas e formações cenozóicas (FEAM, 2011), de acordo com o apresentado na Figura 2.11.



**Figura 2.11** – Mapa Hidrogeológico da BH do Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de FEAM, 2011).

Em termos hidrogeológicos, as formações cenozóicas possuem um comportamento de aquífero poroso, caracterizado por possuir uma porosidade primária e, nos terrenos arenosos, uma elevada permeabilidade. Esse domínio, assim como o poroso/fissural, caracterizado por possuir um comportamento de aquífero granular e fissural acentuado, e, portanto, misto, está presente principalmente na região da sub-bacia do baixo rio Paraopeba (FEAM, 2011).

No domínio cristalino (aquífero fissural), presente em grande parte da sub-bacia do Alto e Médio rio Paraopeba, como quase não existe uma porosidade primária nas rochas, a ocorrência de água subterrânea é condicionada por uma porosidade secundária, representada por fracturas e fendas, o que se traduz por reservatórios aleatórios, descontínuos e de pequena extensão (FEAM, 2011).

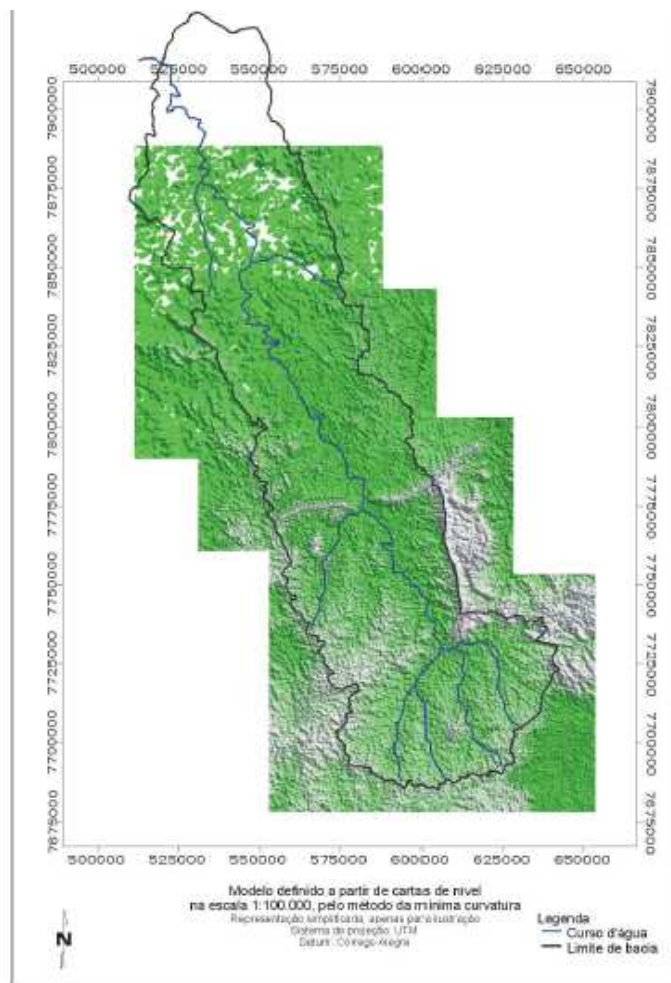
Os metassedimentos/metavulcânicas (aquífero fissural), também têm ocorrência em grandes áreas das sub-bacias do Alto e Médio rio Paraopeba e apresentam um comportamento similar ao domínio cristalino. No entanto, as suas rochas possuem um comportamento geológico distinto, e, desta forma, dever ser esperado um maior favorecimento hidrogeológico neste domínio do que o esperado para o cristalino (FEAM, 2011).

O domínio vulcânicas reúne rochas vulcânicas e metavulcânicas e baixo grau, de natureza ácida a básica, com comportamento tipicamente fissural (fendas e fracturas). Este domínio é o que ocupa menor extensão dentro da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (FEAM, 2011).

Por último, os carbonatos/metacarbonatos, presentes em pequenas áreas da bacia hidrográfica, constituem um sistema aquífero fissural desenvolvido em terrenos onde predominam rochas calcárias, calcárias magnesianas e dolomíticas, que têm como característica principal a constante presença de formas de dissolução cárstica, formando cavernas, sumidouros, dolinas e outras feições erosivas típicas destes tipos de rochas. Fracturas e outras superfícies de descontinuidade, alargadas por processos de dissolução química das rochas pela água, propiciam ao sistema porosidade e permeabilidade secundária, que permitem acumulação de água em volumes consideráveis (FEAM, 2011).

## **2.7. Características do Solo e Vegetação**

O relevo é caracterizado por duas formas contrastantes, no seu alto curso com topografia predominantemente acidentada e elevada e, a partir do seu curso médio, até à foz, com extensas áreas planas e suaves ondulações, apresentando em alguns locais, colinas suaves e de baixa altitude (Figura 2.12) (IGAM, 2005).



**Figura 2.12** – Modelo Digital do Terreno (Medeiros, 2000).

A bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, segundo o Mapa de Vegetação do Brasil, está inserida na área de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica, encontrando-se estas formações naturais, directamente relacionadas com as condições topográficas, com o clima e com os solos (Durães, 2010).

A vegetação autóctone da região é constituída predominantemente pelo cerrado, característico de regiões de clima semi-árido, formado por gramíneas, arbustos e árvores de médio porte (Medeiros, 2000). Esta vegetação ocupa áreas de cobertura vegetal aberta, com considerável diversidade biológica, existindo também nestas zonas formações campestres e florestais.

Em áreas de solos mais ricos em água e minerais, o cerrado apresenta uma gradação denominada *cerradão*, o qual possui uma composição similar à do cerrado, no entanto com vegetação mais densa e de maior porte.

O cerrado que se encontra em melhor estado de preservação localiza-se em regiões de relevo mais acidentado, enquanto que, nas regiões mais planas da bacia, tem vindo a ser, de forma crescente, substituído por pastagens e culturas agrícolas (Figura 2.13) (Medeiros, 2000).

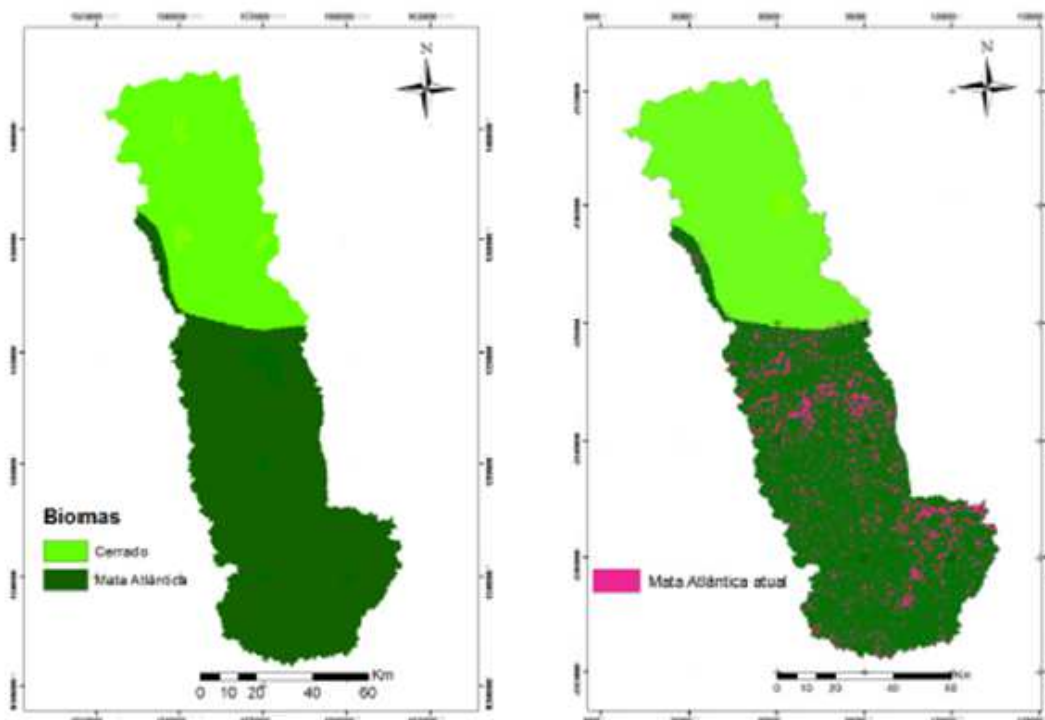


**Figura 2.13** – Mapa fitogeográfico do Brasil, com localização do Rio Paraopeba (Portalbrasil, S/data).

Na área que abrange o médio curso da bacia predominam fragmentos de Mata Atlântica, sendo esta cobertura diversificada, abrangendo a transição Cerrado/Mata Atlântica.

Este bioma caracteriza-se pela diversidade de ecossistemas, apresentando estruturas e composições na flora existente, em função do tipo de solo, relevo e características climáticas.

Na Figura 2.14 a) apresenta-se a distribuição geográfica dos dois tipos de vegetação predominante na bacia do Rio Paraopeba, nomeadamente, cerrado e mata atlântica. A Figura 2.14 b) representa as escassas manchas de vegetação remanescente de mata atlântica, ainda disponível na bacia, de acordo com publicações recentes (Durães, 2010).



**Figura 2.14 a)** – Vegetação predominante existente na bacia do rio Paraopeba; **2.14 b)** – Mata atlântica remanescente (Durães, 2010).

Até 2010, o Estado de Minas Gerais, ao contrário de vários outros estados, não foi alvo de levantamento sistemático de solos a uma escala maior que 1:1000.000, de forma a cobrir todo o seu território. No entanto, embora de forma pontual, várias regiões foram estudadas durante as décadas de 50 e 60, por organismos especializados do Ministério da Agricultura.

No ano de 2007, a Fundação do Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC) elaborou o Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais na escala 1:650.000, obtido por compilação de parte dos levantamentos anteriormente realizados. Desta forma surgiu a necessidade da realização de um levantamento de maior detalhe.

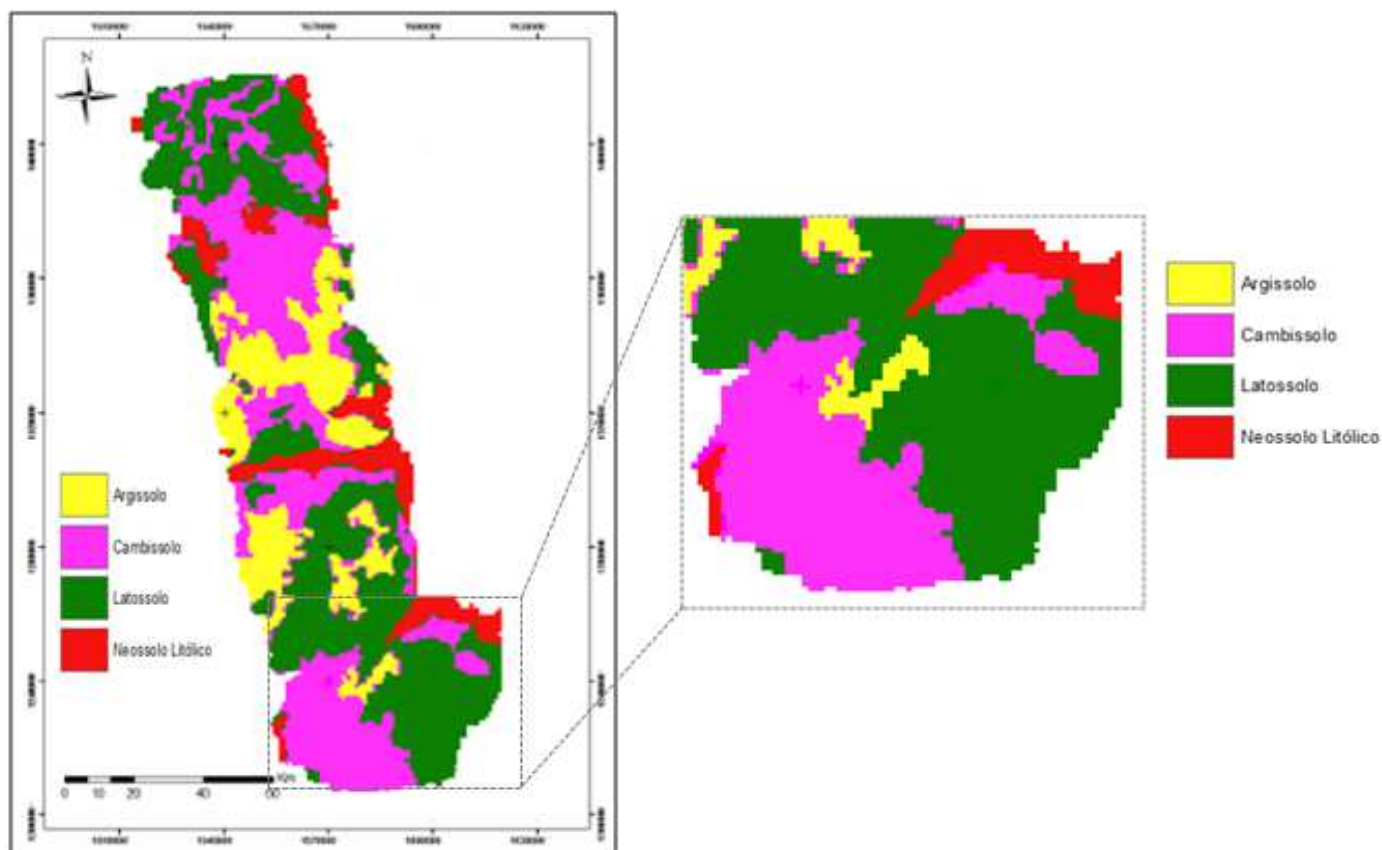
Neste sentido, no ano de 2010, o Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais (Escala 1:650.000) (Legenda Expandida), foi publicado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC, Universidade Federal de Viçosa – UFV e Universidade Federal de Lavras – UFLA.

Torna-se importante referir, que na versão de Mapa de Solos de 2007, os solos foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, tendo sido a versão de 2010, actualizada de acordo com a classificação actualmente em vigor.



Neste sentido, a classificação de solos que seguidamente se apresenta, encontra-se de acordo com o Mapa de Solos de Estado de Minas Gerais, publicado em 2010.

Relativamente ao tipo de solos, ocorrem na área de estudo as principais classes de solos existentes em território Brasileiro: Argissolos, Cambissolos, Latossolos, Neossolos Litólicos e Afloramento de Rochas (Figura 2.15).



**Figura 2.15** – Mapa de Solos da bacia do Rio Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de Durães, 2010).

Os **Argissolos** são solos que possuem como característica principal um horizonte B textural (Bt) com gradiente de argila de baixa actividade, imediatamente abaixo do horizonte A ou E.

Esse horizonte Bt é formado pela movimentação de argila dos horizontes superiores para os inferiores. Como consequência, os horizontes acima do Bt ficam com teores menores de argila e maiores de areia. Embora existam Argissolos de todas as colorações, a maioria apresenta cores amarelas (Lepsh, 1977; Durães, 2010).

Os **Cambissolos** são solos caracterizados essencialmente pelo horizonte B Incipiente (Bi), cujas características gerais são: presença de muito material primário ou, argila mais activa ou, teores elevados de limo relativamente à argila ou, espessura inferior a 50 centímetros (Lepsh, 1977; Durães, 2010).

Os **Latossolos** são solos profundos, bem drenados e de textura argilosa ou muito argilosa, possuem baixa densidade aparente e elevada porosidade (Lepsh, 1977; Durães, 2010).

Os **Neossolos** são solos rasos, pedregosos, com horizonte A assente directamente no horizonte C ou sobre a rocha. Possuem textura bastante variada, predominando a fracção areia e possuem fertilidade variável. Encontram-se em regiões de relevo acentuado, ondulado a montanhoso. De uma forma geral são solos que apresentam elevado teor de erosão, limitando a sua capacidade de uso (Durães, 2010).

De acordo com o Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais (2010), na Tabela 2.4 apresenta-se o detalhe das classes de solos presentes no Alto Paraopeba.

**Tabela 2.4** – Classificação dos Solos existentes na área de estudo, de acordo com o Mapa de Solos de Estado de Minas Gerais (2010).

Unidade de Mapeamento	Detalhe das Classes de Solos
<b>Latossolos Vermelho-Amarelos</b>	
LVAd I	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico “A” moderado de textura argilosa, fase cerrado, de relevo plano e suave ondulado
<b>Latossolos Vermelhos</b>	
LVd 8	LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico “A” moderado de textura argilosa mais CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico “A” moderado de textura siltosa/argilosa, fase de cascalho/não cascalho, ambos em fases de cerrado, relevo plano e suave ondulado
<b>Cambissolos Háplicos</b>	
CXbd I	CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico “A” fraco/moderado de textura argilosa, fase caatinga hipoxerófila, relevo forte ondulado
CXbd 13	CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico “A” moderado de textura siltosa/argilosa, pedregoso/não pedregoso mais NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico “A” moderado, ambos de fases de campo cerrado com relevo ondulado
CXbd 21	CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico e léptico “A” moderado de

	textura média/argilosa, pedregoso/não pedregoso mais NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico “A” moderado mais LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico “A “ moderado de textura média/argilosa
<b>Neossolos</b>	
RLd 6	NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico “A” fraco/moderado mais CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico e léptico de textura siltosa/argilosa mais ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico “A” moderado de textura média/argilosa, todos de fase de cerrado, relevo suave ondulado e forte ondulado
RLd 10	NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico “A” moderado de textura média, fase de campo rupestre, relevo montanhoso (50%) mais CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico “A” moderado de textura média, fase de floresta tropical subperenifólia, relevo montanhoso (30%) mais AFLORAMENTO DE ROCHA (20%)
<b>Argilossolos</b>	
PVAd I	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico “A” fraco/moderado de textura arenosa/média, fase de cerrado, relevo forte ondulado e montanhoso

Na Tabela 2.5 estão apresentadas as áreas ocupadas pelas classes de solos referidas.

**Tabela 2.5** - Áreas ocupadas pelas classes de solos referidas (Durães, 2010)

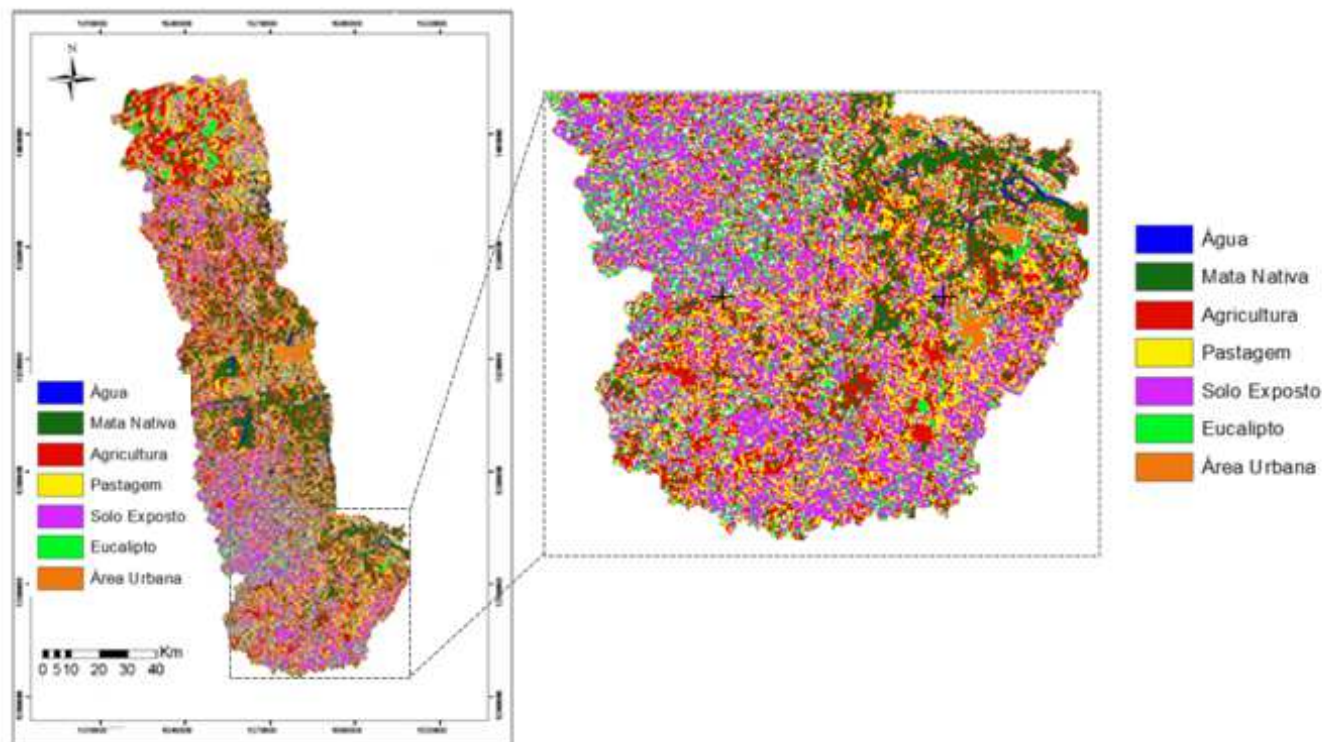
Classe do Solo	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Argissolo	1.734,21	16,97
Cambissolo	3.574,53	34,97
Latossolo	4.055,67	39,68
Neossolo Litólico	857,79	8,39

As classes Latossolo e Cambissolo apresentam amplo domínio na bacia, totalizando 39,68% e 34,97%, respectivamente.

## 2.8. Usos do Solo

O uso do solo na bacia é marcado pela exploração agrícola, pastagens, ocupação urbana, áreas de cerrado e mata nativa, uma pequena extensão de plantio de eucalipto e extensas áreas de solos expostos, em alguns casos, agravadas ou originadas pela exploração mineira (Durães, 2010).

Na Figura 2.16 apresenta-se um mapa de uso do solo da bacia do Rio Paraopeba.



**Figura 2.16** – Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba e pormenor da sub-bacia do Alto Paraopeba (Adaptado de Durães, 2010).

Na Tabela 2.6 estão representadas as áreas ocupadas, de acordo com a classe de uso do solo.

**Tabela 2.6** – Área ocupada por classe de uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba (Durães, 2010).

Uso do Solo	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Água	1,620	0,02
Mata Nativa	396,900	3,88
Agricultura	2.015,280	19,71
Pastagens	3.186,540	31,17
Solo Exposto	3.276,450	32,05
Eucalipto	922,590	9,03
Área Urbana	422,820	4,14

Relativamente às classes “pastagens” e “agricultura”, é visível por observação da Figura 2.16, que as áreas aumentam, à medida que nos deslocamos, ao longo da bacia, em sentido norte, evidenciando locais com maior aptidão ao cultivo agrícola (Durães, 2010)

Na classe “agricultura”, a horticultura merece destaque, sendo praticada maioritariamente nas zonas do alto e médio curso do rio Paraopeba. A pecuária extensiva é desenvolvida principalmente na zona do baixo curso, bem como a florestação silvícola, destinada a abastecer principalmente as siderurgias existentes nesta região (Medeiros, 2000; IGAM, 2005).

Como se pode verificar as classes “solo exposto” e “pastagens” apresentam ampla abrangência, totalizando 32,05% e 31,07%, respectivamente.

Relacionada com a classe “solos exposto”, encontra-se, como referido atrás, a exploração mineira, que é desenvolvida em toda a bacia. Entre as empresas de extracção mineira e siderurgias instaladas na bacia hidrográfica encontram-se a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), a Companhia Vale, a GERDAU/AÇOMINAS, a FERROUS e a NAMISA, sendo os principais minerais extraídos, o minério de ferro, o manganês, a ardóia e a argila (FEAM, 2011).

Com especial destaque ocorre também a extracção de areia, que se desenvolve principalmente nos municípios de Cachoeira da Prata e Esmeraldas, localizadas na sub-bacia da ribeira São João, afluente do baixo curso do Rio Paraopeba.

A extracção de areia realiza-se a céu aberto, através de dragas, munidas com bombas de sucção ou em depressões existentes nos leitos de cheia (Figura 2.17), causando frequentemente impactes muito negativos nos cursos de água.



**Figura 2.17** – Impacte da extracção de areia na ribeira de São João (IGAM, 2005).

A exploração de minério de ferro e manganês concentra-se na região do Quadrilátero Ferrífero, nas sub-bacias do rio Maranhão e das ribeiras de Sarzedo, Contendas e Barra, afluentes do alto e médio cursos do rio Paraopeba.

A extracção de ardósia, concentra-se na zona de baixo curso da bacia, com formação de caves profundas e originando uma grande quantidade de rejeitos, muitas vezes depositados nas margens das linhas de água (Figura 2.18).



**Figura 2.18** – Rejeitos de ardósia depositados nas margens do rio Paraopeba (IGAM, 2005).

As actividades industriais, embora existentes ao longo de toda a bacia, concentram-se maioritariamente na sub-bacia do rio Maranhão (Figura 2.19), em Conselheiro Lafaiete, Ouro Branco e Congonhas, na sub-bacia da ribeira Sarzedo, em Ibirité, na sub-bacia do rio Betim, em Betim, na sub-bacia do ribeirão São João, em Sete lagoas e Cachoeira de Prata, bem como no município de Paraopeba. Destas actividades industriais destacam-se as indústrias metalúrgicas, têxtil, alimentar e química (Sabino *et al.* 2008).



**Figura 2.19** – Siderurgia localizada nas margens do rio Maranhão (IGAM, 2005).

Diversos estudos demonstraram que a Bacia do Rio Paraopeba, seguida da Bacia do Rio das Velhas, é a maior responsável pelo transporte de sedimentos para o rio São Francisco, causando diversos impactos na sua Bacia, em função do fluxo de sólidos em suspensão (IGAM, 2005).

Esta situação torna-se clara quando se observam os elevados valores de turbidez e cor, assim como valores elevados para os parâmetros sólidos suspensos totais e metais nas campanhas de amostragem realizadas no período de chuvas, resultantes principalmente na inexistência de planeamento urbano, na desflorestação das margens dos rios, na utilização inadequada dos solos e na conseqüente erosão acelerada, existentes na Bacia do Rio Paraopeba, como é possível verificar na Figura 2.20.



**Figura 2.20** – Rio Maranhão na localidade de Gaje, onde é possível verificar a erosão acelerada e o desmatamento das margens e o

consequente assoreamento do rio na época das chuvas (IGAM, 2005).

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba é caracterizada principalmente por possuir os seguintes tipos de uso dos recursos hídricos: abastecimento doméstico e industrial, consumo animal, irrigação, exploração mineira, pesca e piscicultura.

No que diz respeito à qualidade das águas superficiais, especialmente nas zonas perto de aglomerados populacionais, verifica-se a existência de contaminações, provenientes principalmente de fontes de poluição difusa, como a descarga de efluentes domésticos e industriais e a deposição inadequada de resíduos sólidos, assim como de processos de erosão acelerada, associados principalmente a actividades mineiras, metalúrgicas e agrícolas. Esta carência de saneamento básico na bacia do rio Paraopeba está na origem de uma elevada percentagem de sedimentos em suspensão (Carvalho, 2001; IGAM, 2005) (Figura 2.21).



**Figura 2.21** - Rio Camapuã em Jaceaba, onde é possível verificar o forte impacto da ocupação humana e do desmatamento nas margens do rio (IGAM, 2005).

Com efeito, as condições descritas anteriormente fazem com que o rio Paraopeba, apesar de contribuir com apenas 4% da água afluente ao Rio São Francisco, seja considerado responsável por 11% do fluxo médio total de sedimentos em suspensão, que nele existem, assim como pela entrada de grandes concentrações de carga orgânica (Sabino *et al.* 2008).



## CAPÍTULO 3

# MODELAÇÃO DA EROÇÃO HÍDRICA ESTRUTURAL DO ALTO PARAOPEBA

### 3.1. Introdução

Antes de planificar um trabalho de conservação e de reabilitação de áreas degradadas, é útil e vantajoso, proceder a modelos de previsão da erosão uma vez que estes podem ser determinantes na escolha e aplicabilidade de diferentes metodologias e técnicas de conservação e reabilitação destas áreas (Morgan, 1997; Nearing *et al.* 2001).

Os modelos devem ser encarados como uma simplificação necessária, de forma a ser aplicada à realidade, permitindo a tomada de decisões, relativamente aos objectivos propostos.

De acordo com Morgan (1997), os modelos utilizados no estudo da previsão da erosão de solos, podem ser desenvolvidos, tendo como base as tipologias apresentadas na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1** – Tipologias de base a adoptar na elaboração de modelos de previsão de erosão (Morgan, 1997)

Tipologia	Descrição
Física	Modelos adaptados a uma escala reduzida, normalmente desenvolvidos em laboratório. Necessitam de assumir semelhanças dinâmicas, entre o modelo desenvolvido e a realidade.
Analógica	Recorre-se à utilização de sistemas dinâmicos, mecânicos ou eléctricos, análogos aos investigados (p.ex. a utilização de um fluido eléctrico para simulação de fluxos de água).
Digital	Utilizam-se computadores de forma a processar grandes quantidades de dados.

---

(a) Com base física	Os processos são descritos no modelo mediante equações matemáticas, tendo em consideração leis físicas.
(b) Empírica	<p>Baseiam-se na identificação de relações estatísticas significativas, entre variáveis, quando se dispõe de dados em tamanho considerável.</p> <p>Estes modelos baseiam-se em três tipos de análise:</p> <p>“<i>de caixa negra</i>” – quando apenas se estudam os fluxos de entradas e saídas principais;</p> <p>“<i>de caixa cinzenta</i>” – quando se conhecem alguns detalhes de como funciona o sistema;</p> <p>“<i>de caixa branca</i>” – quando se conhecem todos os detalhes de como funciona o sistema.</p>
(c) Estatística	Baseiam-se no tratamento estatístico de informação. Estes modelos são considerados úteis para gerar sequências de informação, a utilizar em modelos de base física ou empírica, principalmente quando os dados existentes, estão apenas disponíveis para pequenos períodos de observação.

---

De entre os Modelos Digitais mais usuais destacam-se os que são desenvolvidos com base em informação geográfica, baseando-se no princípio de que toda a informação associada a uma determinada posição, ou local, pode ser georreferenciada.

Neste sentido, o termo Sistemas de Informação Geográfica (SIG) é utilizado para designar um sistema de informação que contém informação georreferenciada (Matos, 2008).

O campo das ciências da informação geográfica só recentemente se foi evidenciando como um domínio científico com autonomia, não simplesmente um instrumento e não somente uma junção ocasional de conhecimentos de outras áreas. Na sua componente fundamental inclui matérias de cartografia, posicionamento, sistemas de informação e computação gráfica. A exploração da informação pode requerer conhecimentos no domínio da estatística, da investigação operacional, dos sistemas periciais e da teoria da decisão (Matos, 2008).

A incorporação de conceitos e a resolução de problemas específicos dos inúmeros domínios de aplicação congregou todas estas matérias no problema geral de modelação geográfica, acrescentando-lhe as teorias de domínios tão díspares com a física, a engenharia civil, o

planeamento, a conservação de habitats, a gestão ambiental, a biologia, a economia, a demografia, entre muitos outros (Matos, 2008).

A importância da modelação geográfica deve-se ao facto de a generalidade dos fenómenos ser georreferenciável, o que oferece um campo de aplicação vastíssimo e diversificado para um mesmo conjunto de componentes de modelação.

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) podem ser utilizados em cinco grandes domínios:

- (1) Informação cadastral e de infra-estruturas; (2) Navegação (neste sentido entende-se como um apoio à movimentação e definição de rotas); (3) Visualização de informação geográfica em suporte digital (p. ex. cartografia); (4) Planeamento e gestão de recursos naturais e (5) Modelação espacial e temporal (Matos, 2008).

É neste último domínio, com predominância quase exclusiva de operações de análise espacial e cálculo, que assenta o Modelo EHE – Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural, utilizado neste trabalho.

### 3.2. Modelo EHE – Erosão Hídrica Estrutural

A *Toolbox* EHE é uma ferramenta desenvolvida em ambiente SIG e que integra os pressupostos metodológicos do Modelo EHE (Erosão Hídrica Estrutural), desenvolvido por uma Equipa de Investigadores na Universidade de Évora (Portugal), e que visa a implementação de critérios de delimitação das Áreas de Elevado Risco de Erosão Hídrica do Solo.

O Modelo EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural) visa constituir-se como uma metodologia simples, eficaz e facilmente aplicável na definição de políticas de ordenamento do território (Neves, *et al.* 2011).

Esta metodologia considera a força gravítica como um factor primordial em processos de erosão decorrentes do escoamento superficial. Neste sentido, o estudo dos processos erosivos, é considerado numa perspectiva global, ou de contexto, integrando nos procedimentos metodológicos, não a erosão específica local decorrente da inclinação do terreno em cada local ou “célula”, mas sim, a erosão potencial global cumulativa, em que a erosão em cada “célula” é influenciada por um conjunto de “células” a montante, influenciando, outro conjunto de “células” a jusante (Neves *et al.* 2008; Neves *et al.* 2011).

A abordagem desenvolvida nesta metodologia distingue-se de abordagens mais usualmente utilizadas, que assentam na integração de classes de declive com classes de avaliação de

erodibilidade do solo definidas pericialmente e de acordo com valores de referência provenientes de diversos autores (Neves *et al.* 2011).

De acordo com o Modelo EHE, a utilização de classes de declive na definição de áreas de risco elevado de erosão, incorre em dois tipos fundamentais de limitação metodológica (Neves *et al.* 2011):

1) Limitações relativas ao uso de classes de declive:

- Qualquer classificação por classes constitui uma simplificação, com propagação de erro resultante da discrepância de valores ou significado por situações similares. A tradicional representação do declive em classes é normalmente compensada com a generalização das representações resultantes, numa tentativa de conferir alguma continuidade e compacidade às delimitações resultantes;

- O cálculo do declive é uma função focal de análise espacial, resultando os seus valores, dos valores de cota de cada célula e das oito células vizinhas, numa aproximação de modelação em quadrícula. O uso de uma função focal como o cálculo de declive não inclui a dimensão de contexto, fundamental num processo físico como a erosão, traduzido pela acumulação da força gravítica.

2) Limitações relativas ao uso das classes de erodibilidade dos solos:

- A delimitação das manchas referentes às unidades de solo cartografadas resulta de um processo pericial afectado pela escala da carta topográfica tomada como base e que corresponde a uma observação por unidade de área gráfica de representação independentemente da escala (cm<sup>2</sup> da carta);

- Os processos de erosão estão sempre relacionados com os processos de transporte de materiais, mesmo em áreas de solos com elevada erodibilidade, não ocorrendo quando esse transporte não se verifica ou é pouco significativo.

De acordo com Neves *et al.* (2011), o modelo de cálculo do Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural (EHE), constitui uma métrica da acção do relevo no processo de erosão hídrica, integrando diversas variáveis topográficas, segundo os princípios da mecânica clássica, adaptadas às características do *software* de modelação.

O Modelo desenvolvido por esta equipa de investigadores da Universidade de Évora utiliza como fonte primária de informação apenas uma cobertura altimétrica vectorial, a partir da qual são desenvolvidos processos de análise espacial na geração de informação derivada, necessária à aplicação do modelo.

O Modelo *Toolbox* EHE foi desenvolvido em ambiente “*Model Builder – ArcGIS 9.3*” integrando uma sequência de ferramentas de base e a definição de parâmetros de utilização destinados a permitir a implementação do Modelo EHE.

Como requisitos necessários à sua utilização é fundamental a instalação da versão ArcGIS 9.3 (ou superior) com a extensão *Spatial Analyst*.

A *Toolbox* EHE é constituída por um único “Modelo” (EHE), podendo ser instalada pelo processo clássico em ArcGIS.

Seguidamente serão descritos de forma sumária, os principais componentes do Modelo EHE – Erosão Hídrica Estrutural, cuja fundamentação decorre dos princípios da lei do movimento uniformemente acelerado num plano inclinado.

### 3.2.1. Modelo Digital de Elevações

A construção de um Modelo Digital de Elevações (MDE) deverá considerar a representação do terreno da forma mais fidedigna possível, considerando a frequência das observações altimétricas disponíveis e o objectivo de modelação a que se destina.

O procedimento de interpolação e geração do modelo digital de elevações escolhido teve em consideração a mais adequada adaptação ao processo de modelação que se pretende desenvolver, bem como os dados altimétricos disponíveis (Neves *et al.* 2011).

O método escolhido utiliza uma aproximação baseada numa técnica interpolativa e iterativa, que permite obter a estimativa de valores numa perspectiva contextual decorrente e um processo de multi-resolução adaptativo. A partir de bases informativas com frequências de observação altimétrica relativamente baixas é possível estimar, de forma mais adequada, o comportamento “funcional” do relevo, em processos de escoamento (Neves *et al.* 2010; Neves *et al.* 2011).

Sendo definido como parâmetro de modelo “*drainage enforcement*” a aproximação interpolativa identifica e remove as depressões do terreno susceptíveis de afectar a modelação do processo de escoamento, criando o que normalmente se designa por um modelo digital de elevações “hidrologicamente correcto”. A drenagem forçada é aplicada iterativamente em resoluções matriciais incrementalmente maiores no processo de criação do MDE.

O processo de interpolação “*topo\_to\_raster*” com drenagem forçada pode considerar a integração de diversas fontes de observação altimétrica (geralmente isolinhas e pontos cotados), bem como outro tipo de entidades destinadas a especificar as condições de

interpolação e os resultados finais, tais como “*stream*”, “*sink*”, “*boundary*” e “*lake*” (Neves et al. 2011).

Num contexto de aplicação em que é fundamental a concordância entre diferentes fontes de informação poderá ser (conjuntamente com a informação altimétrica) utilizada uma base informativa da rede hidrográfica, devidamente orientada e estruturada, de forma a condicionar a definição do MDE às linhas de água assumidas como correctamente definidas espacialmente.

O método escolhido é aplicado através do algoritmo de análise “*topo\_to\_raster*” (ArcGis) integrada no script do Modelo EHE, considerando uma função combinada de escoamento difuso e concentrado (Neves et al. 2011).

No Modelo EHE foi desenvolvida uma aproximação centrada na combinação de duas medidas de intensidade de escoamento decorrente da acumulação de valores de declive, segundo duas possibilidades ou modelos alternativos (Neves et al. 2010; Neves et al. 2011):

- 1) Acumulação Centrada Máxima – resultante da aplicação de uma função de acumulação de escoamento, aos valores de declive, segundo o modelo clássico D8, proposto por Jenson e Domingue em 1988;
- 2) Acumulação Difusa Máxima – resultante da aplicação de uma função de comprimento da encosta, sobre um modelo digital de elevações invertido. Esta função, calcula o máximo comprimento de encosta drenante, que, no caso de relevo invertido (recorrendo à opção *downstream*) corresponde à máxima acumulação possível, segundo um modelo divergente de escoamento.

A utilização combinada das duas aproximações, calculando uma média ponderada pelo valor total de “células drenantes”, permite uma caracterização do processo de escoamento que se considera reflectir de forma mais adequada o potencial máximo de escoamento.

A utilização combinada das duas aproximações de escoamento foi utilizada no cálculo de dois parâmetros fundamentais da fórmula geral, de acordo com os seguintes processos (Neves, et al. 2011):

- 1) Soma ponderada dos valores de altitude drenante para cada ponto, exprimindo a contribuição cumulativa dos valores de altitude relativa de todas as células drenantes para cada local;
- 2) Soma ponderada dos ângulos de inclinação, exprimindo em cada local a contribuição cumulativa dos declives de todas as células drenantes para cada local;
- 3) Declive Força, considerando o trabalho da força gravítica num plano inclinado;

- 4) Erosão Hídrica Estrutural (EHE). Sendo o Declive Força uma métrica independente do atrito e, sendo a erosão resultante da dissipação de energia provocada pela interacção da força gravítica, da força de atrito, do impacto hidráulico (decorrente da variação de declive e orientação da encosta) e da erodibilidade do solo, foi concebida uma formulação integradora, expressa pela métrica EHE - Erosão Hídrica Estrutural.

À métrica EHE, são ainda adicionados dois parâmetros: a) o Indicador de Potencial de Profundidade dos Solos, resultante da avaliação da curvatura do terreno associada a uma métrica de estabilidade desenvolvida a partir do Modelo TREM (*Terrain Ruggedness Evaluation Method*) desenvolvido na Universidade de Évora, no ano de 2010 e b) o Indicador de Atrito, que considera a aplicação directa das leis do movimento, considerando a deslocação de materiais líquidos num processo de escoamento superficial (Neves, *et al.* 2010; Neves, *et al.* 2011).

### 3.3. Modelação da Erosão Hídrica Estrutural do Alto Paraopeba

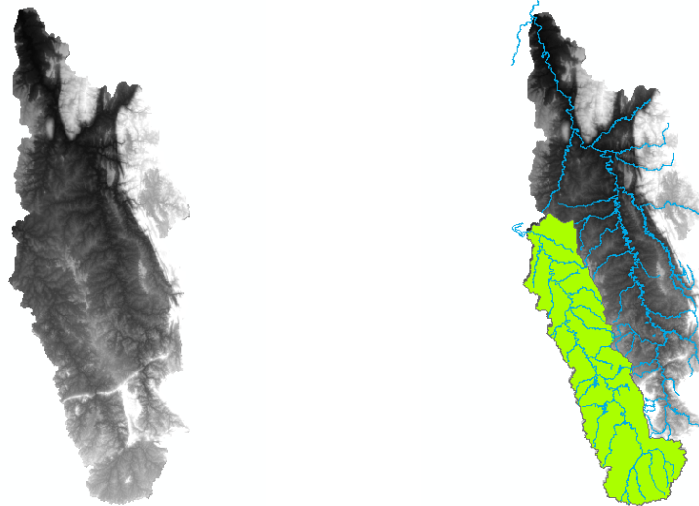
#### 3.3.1. Delimitação da Área de Estudo – Alto Paraopeba

No presente trabalho, apresenta-se como local de estudo, a zona denominada como Alto Paraopeba (Figura 3.1), por ser uma das zonas mais intensamente degradadas de toda a bacia, devido principalmente à intensa actividade agrícola e à actividade mineira.



**Figura 3.1** – Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba e identificação da área de estudo (Alto Paraopeba).

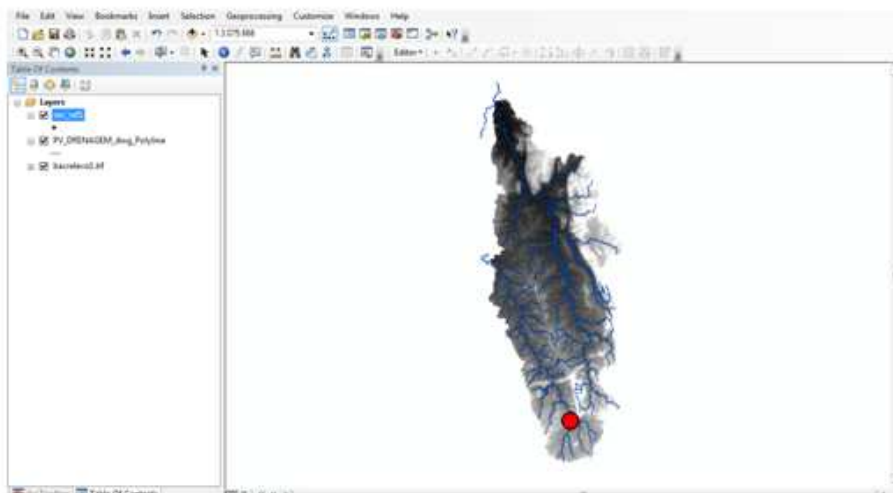
Para a definição do MDE (Modelo Digital de Elevações) da zona de estudo, foram utilizados dados disponibilizados pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), nomeadamente dados relativos ao relevo da área de estudo, aos limites da BH do Rio Paraopeba e às linhas de drenagem.



**Figuras 3.2** – Relevo da BH dos Rios Paraopeba e das Velhas; **Figura 3.3.** – Limites da BH do Rio Paraopeba e linhas de drenagem.

De forma a delimitar-se apenas a região do Alto Paraopeba, para posterior modelação, efectuou-se o seguinte procedimento:

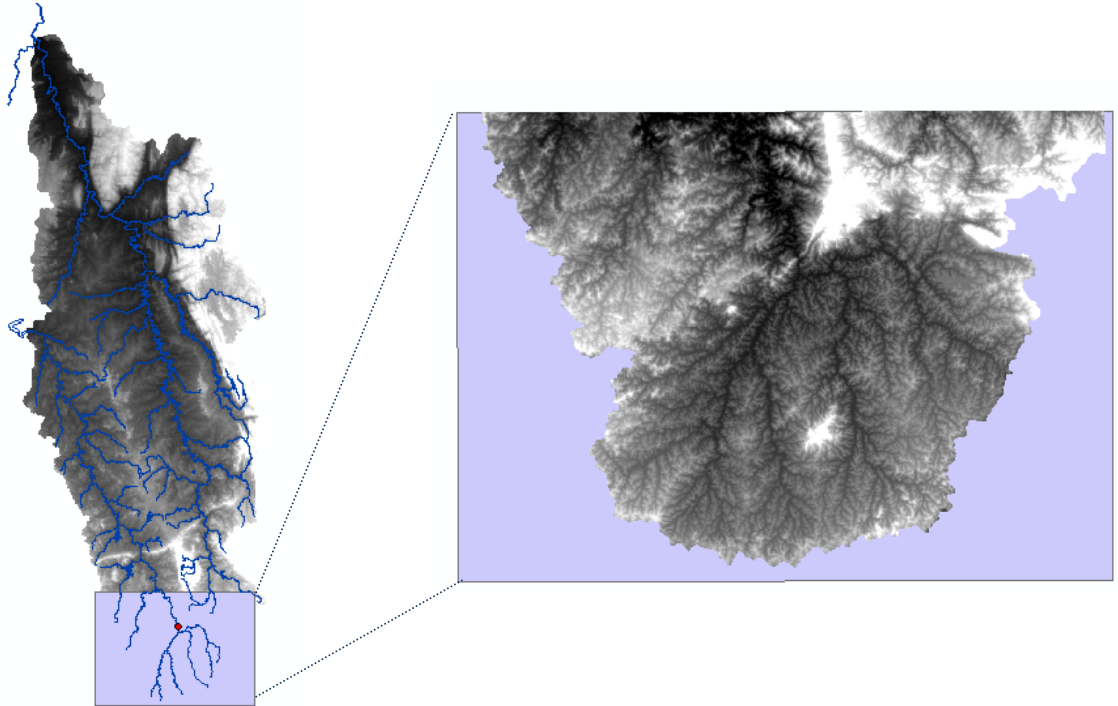
- I) Marcou-se um ponto (a vermelho na figura), de forma a delimitar na BH do Paraopeba, a zona denominada como Alto Paraopeba:



**Figura 3.4** – Delimitação do Alto Paraopeba

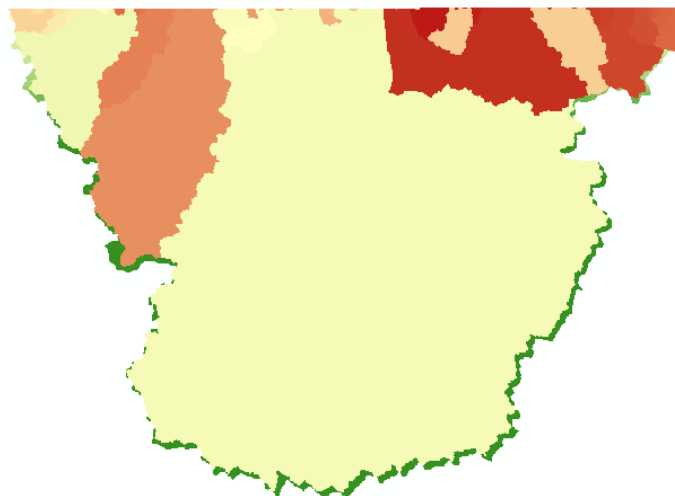


- 2) Da totalidade da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, apenas se pretende estudar, a zona considerada como Alto Paraopeba, desta forma existe a necessidade de delimitar e cortar a zona de estudo (para o efeito recorre-se à ferramenta *Clip*).



**Figura 3.5** – Delimitação e corte da zona do Alto Paraopeba.

- 3) Após delimitar e cortar a zona do Alto Paraopeba, visualizaram-se pequenas bacias, ou parte de bacias adjacentes à área de estudo (representadas a verde na Figura 3.6), que deverão ser eliminadas, de forma a não influenciar a modelação da erosão:



**Figura 3.6** – Visualização de pequenas bacias ou parte de bacias existentes na zona adjacente à área de estudo

4) Para as eliminar, procedeu-se da seguinte forma:

- Na tabela de atributos, adicionou-se uma nova coluna de nome “area”, definindo como ordem de medida “hectares” (Figura 3.7);
- Clicando nas zonas a verde verificou-se que o tamanho da maior área representada era de aproximadamente 509 hectares;
- Através de ferramenta *Select by Attributes*, utilizou-se a expressão “area” <600, seguido de “apply”, efectuou-se a selecção dos valores inferiores a 600, apagando-os de seguida;

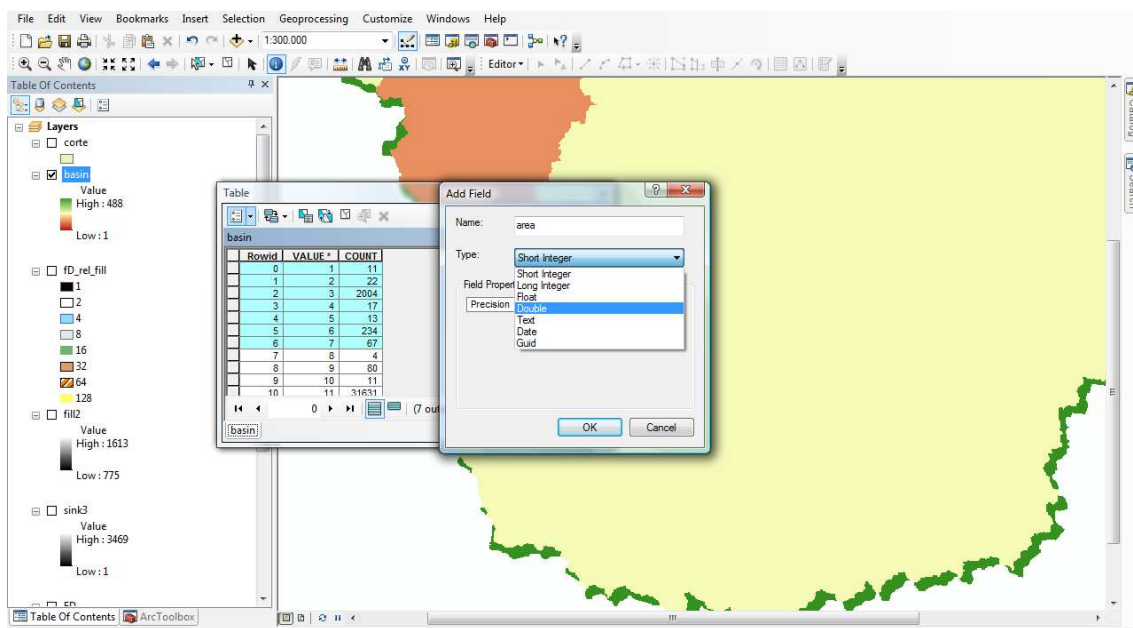
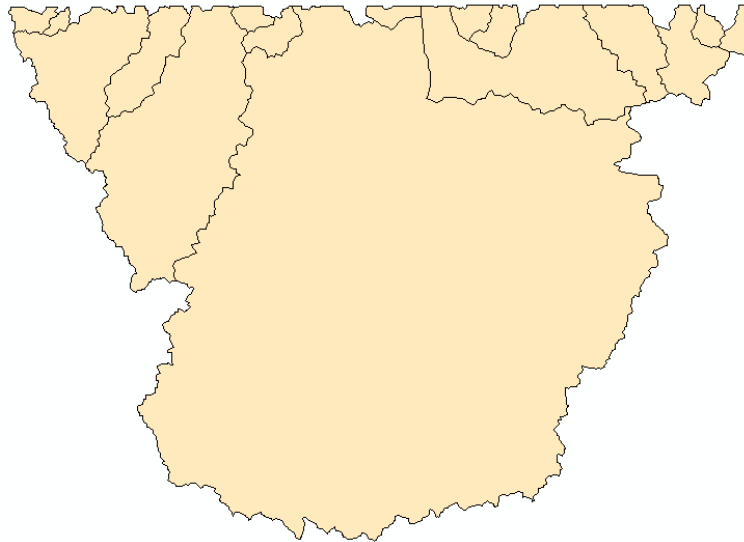


Figura 3.7 – Adição de uma nova coluna “area”.

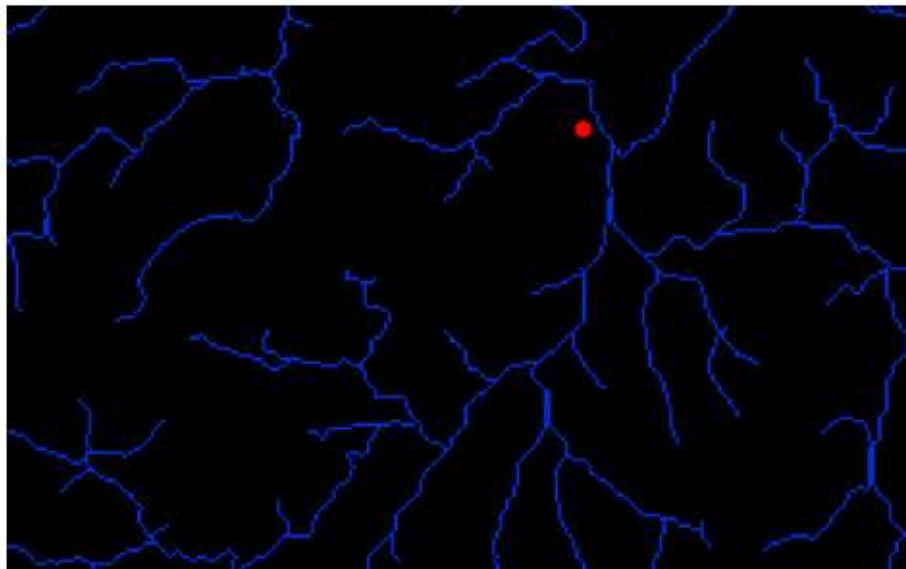
- Seguidamente obtém-se a imagem, com a delimitação das bacias hidrográficas, apenas existentes na área de estudo (Figura 3.8):



**Figura 3.8** – Delimitação das Bacias hidrográficas apenas existentes da área de estudo.

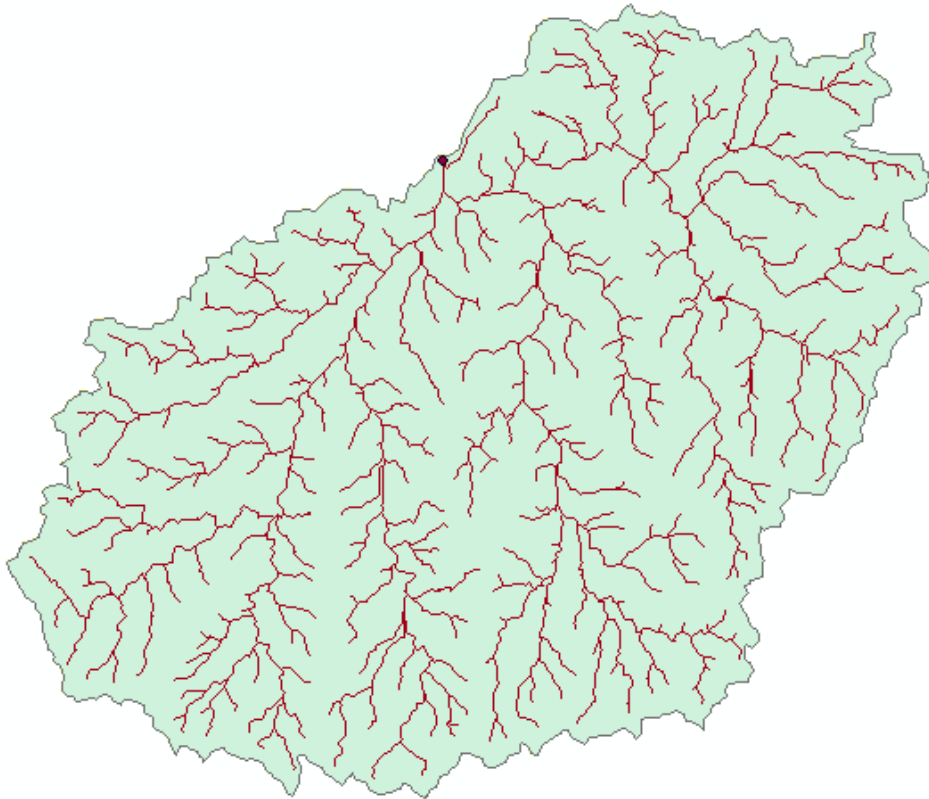
- 5) Posteriormente converteu-se este ficheiro *raster* numa *shapefile* (*Arctoolbox > Conversion Tool > From Raster > Raster to Polygon*).
- 6) Finalmente pretende-se a obtenção da bacia de estudo, partindo do ponto definido no início (Ponto I):

- De forma a colocar o ponto assinalado em cima da linha de água, há que utilizar a ferramenta *Snap Pour Point* (Figura 3.9);



**Figura 3.9** – Identificação do ponto adicionado no Ponto I (utilizado para delimitar na bacia hidrográfica a zona de estudo - Alto Paraopeba).

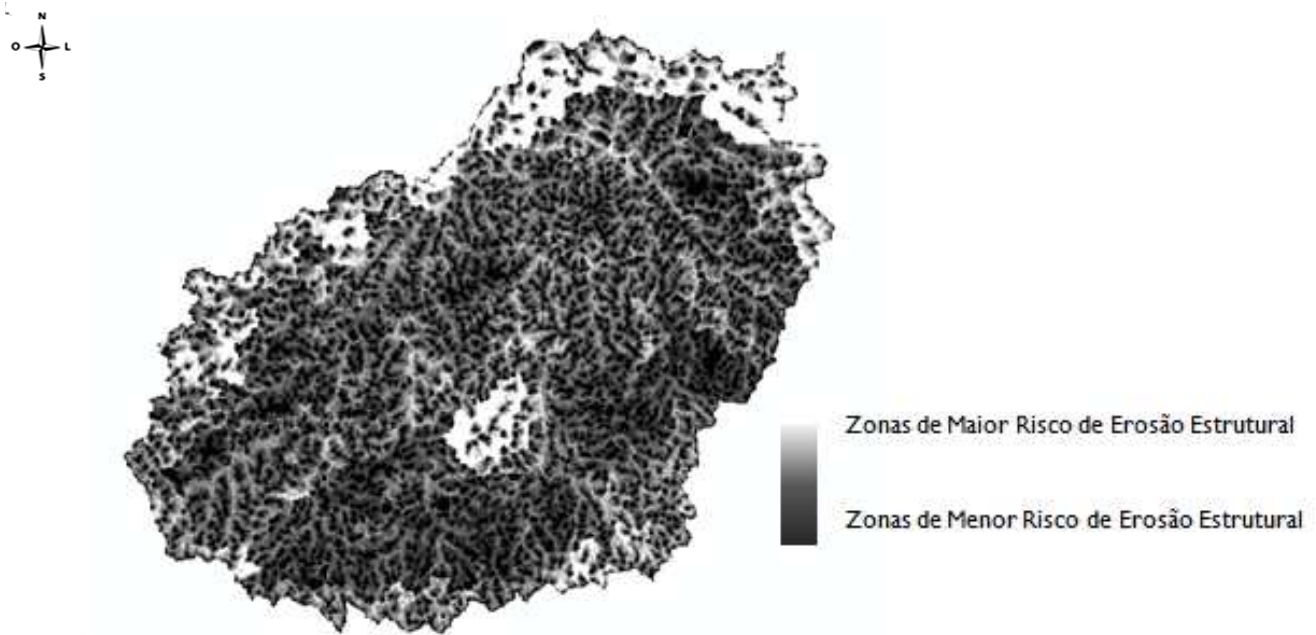
- Seguidamente utiliza-se a ferramenta *Watershed* para calcular a bacia, a partir do ponto definido.
- Para definir apenas a bacia de estudo, há que criar uma *shapfile* e seguidamente utilizar a ferramenta *Clip* (*Analysis Tools > Extract > Clip*), obtendo-se a área final de estudo – Alto Paraopeba (Figura 3.10).



**Figura 3.10** – Delimitação da área de estudo – Alto Paraopeba

### 3.3.2. Modelação da Erosão Hídrica Estrutural – Alto Paraopeba

A utilização da ferramenta EHE sobre o Modelo Digital de Elevações (MDE) na área do Alto Paraopeba, delimitada no ponto 3.3.1., permite identificar as zonas mais expostas a maior e menor risco de erosão (Figura 3.11).



**Figura 3.11** – Identificação das áreas expostas a maior e menor risco de erosão estrutural.

### 3.4. Conclusões

De acordo com os autores do Modelo EHE – Erosão Hídrica Estrutural (Neves *et al.* 2011), com a utilização deste modelo: 1) o potencial de erosão, ou erosão hídrica estrutural passa a resultar do cálculo de um índice assente em funções globais de análise espacial e não de funções locais (como o declive) e locais de classificação, 2) a utilização de modelos digitais de elevações matriciais gerados a partir de processos interpolativos de resolução adaptativa gerando representações hidrologicamente correctas, promove uma muito mais elevada qualidade no cálculo de funções locais (p. ex. declives) e globais (p. ex. escoamento) diminuindo significativamente os erros resultantes de uma maior frequência de amostragem altimétrica, 3) como todo o método se baseia em variáveis topográficas, são apenas utilizados valores resultantes de processos de cálculo analítico, diminuindo a componente pericial de classificação e inerente subjectividade da aproximação metodológica, 4) a definição espacial e área de manchas classificadas, podem ser objecto de ajustamentos, nomeadamente através de processos de generalização, possibilitando adequar os resultados a critérios de operacionalidade em termos de gestão territorial.

A metodologia EHE – Erosão Hídrica Estrutural possui uma larga aplicabilidade em processos de ordenamento de território (Neves *et al.* 2011) e consequentemente na gestão e identificação de áreas degradadas, permitindo definir prioridades do ponto de vista da sua recuperação e reabilitação.



## CAPÍTULO 4

### O SOLO E A SUA CONTAMINAÇÃO

#### 4.1. Introdução

O solo é um sistema complexo e dinâmico de transição entre a atmosfera, a água, os seres vivos e a base litológica de que é originário, constituindo a camada superficial da crosta terrestre que suporta a vegetação (Fadigas, 2011). É constituído por uma mistura variável de partículas minerais, matéria orgânica, ar e dissolução aquosa. O solo é formado através de um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos que actuam sobre o meio rochoso original, que constitui o suporte material para o desenvolvimento de organismos vivos (Doménech, 1995). As suas características resultam da interacção dos fenómenos meteorológicos, da matéria viva (fauna e flora) e da acção humana sobre a rocha originária (Fadigas, 2011).

O clima, a vegetação, os animais e os microrganismos actuam sobre as rochas da crosta terrestre e transformam-na, tanto do ponto de vista físico, como químico. Cria-se, desta forma, um ecossistema específico, em permanente evolução, de que resulta o solo vivo. O solo fornece água e nutrientes às plantas e permite a fixação das suas raízes. Ao mesmo tempo permite o armazenamento e a filtragem da água, a recarga dos aquíferos e, pela actividade biológica da sua camada superficial, a troca de gases com a atmosfera (Fadigas, 2011).

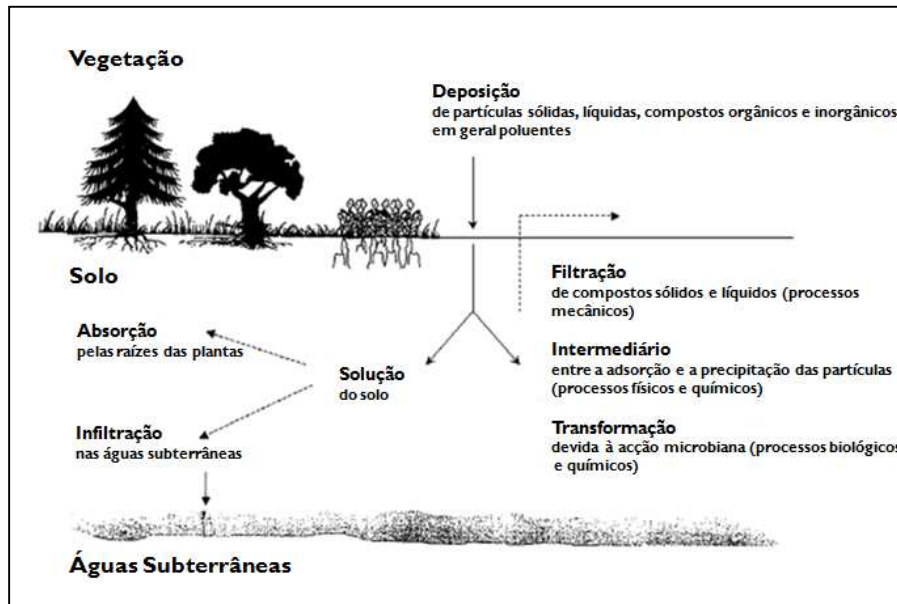
Neste sentido, para além de ser um recurso não renovável, o solo é considerado como um dos mais importantes recursos naturais, desempenhando funções cruciais, do ponto de vista ambiental, social e económico (Blum, 2005).

De entre as funções ecológicas do solo, podem destacar-se, de acordo com Blum (2005):

- 1) Produção de biomassa, alimentos, forragens, fonte de energia renovável e de vegetação para diversos usos;
- 2) Protecção dos seres vivos e ambiente, uma vez que funciona como filtro, como meio receptor e intermediário entre a atmosfera, as águas subterrâneas e o coberto vegetal,

influenciando activamente o ciclo da água e as trocas de gases entre os sistema terrestre e a atmosfera.

Na Figura 4.1 encontra-se representada de forma esquemática, a forma como o solo funciona de intermediário activo, entre a atmosfera, biosfera e hidrosfera.



**Figura 4.1** - O solo como intermediário activo, entre a atmosfera, biosfera e hidrosfera (Adaptado de Blum, 2005).

Todos os solos são sistemas complexos que resultam da interação de três fases: sólida, líquida e gasosa (Doménech, 1995; Brady & weil, 2002; Varennes, 2003).

Do ponto de vista geológico os solos são meios porosos, constituindo depósitos que podem ter várias origens. Eles podem ser aluvionares, correspondendo a materiais que sofrem transporte pelos cursos de água e que acabaram por sedimentar, coluvionares, quando resultam de transporte por acção da força da gravidade, ou eluvionares, quando sofreram transporte, permanecendo no local da rocha que lhe deu origem e tendendo a conservar a sua estrutura. Nestes materiais porosos podem incluir-se ainda, os depósitos sedimentares marinhos que constituem as praias e os depósitos eólicos que constituem as dunas (Jorge, 2003).

Em termos geotécnicos, o conceito de solo é diferente do conceito pedológico e do conceito de solo em geral. Em geotecnia, o solo é toda a ocorrência natural de depósitos brandos ou moles, cobrindo um substrato rochoso (Jorge, 2003).

Dada a multiplicidade de combinações possíveis quanto à natureza do clima, organismos do solo, características da rocha-mãe, formas de relevo e tempo de acção dos fenómenos



atmosféricos, mesmo sem a influência humana, o solo pode apresentar características e propriedades bastante variadas. Desta forma, existe uma grande variedade de solos, oferecendo grande diversidade de condições para as plantas (Botelho da Costa, 1995).

Na maior parte dos casos, o solo é constituído principalmente por matéria mineral sólida, à qual, até uma profundidade variável, se encontra associada matéria orgânica. Pode, contudo ser praticamente desprovido de matéria orgânica ou, ao contrário, ser formado principalmente por esta, com muito pouca matéria mineral (Botelho da Costa, 1995).

Em qualquer dos casos contém proporções variáveis de água com substâncias dissolvidas (solução do solo) e ar (atmosfera do solo). Para muitos fins é conveniente considerar o solo como uma mistura de materiais sólidos, líquidos e gasosos e tratá-lo como um sistema anisotrópico em que se distinguem, como atrás referido, as fases sólida, líquida e gasosa (Coelho & Verlengia, 1973; Botelho da Costa, 1995; Sparks, 1995).

## 4.2. Contaminação do Solo

O solo é considerado um meio receptor por excelência, uma vez que interage quimicamente com a litosfera, a hidrosfera e a atmosfera, recebendo todo o impacte resultante da acção dos seres vivos, que directa e indirectamente podem alterar o equilíbrio químico existente.

No entanto, torna-se importante ainda referir que o solo possui uma capacidade de autodepuração, principalmente ao nível dos horizontes mais superficiais, o que permite ao solo assimilar uma certa quantidade de contaminantes.

Esta capacidade autodepuradora do solo baseia-se 1) na actividade biológica que torna possível a decomposição parcial ou total da matéria orgânica, 2) na actividade química que desencadeia uma série de reacções químicas de hidrólise, oxidação-redução, precipitação, etc., 3) na capacidade de filtração que permite reter contaminantes através de processos de adsorção e troca catiónica (Doménech, 1995; Blum 2005).

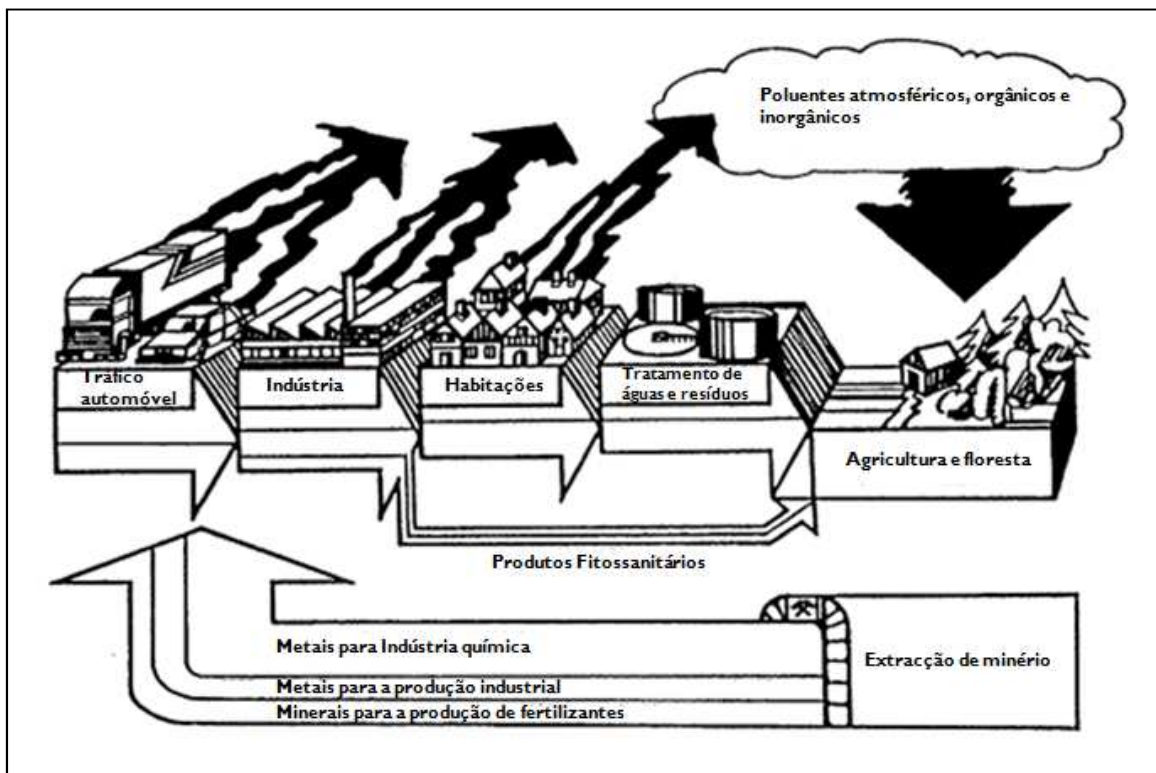
As reacções bioquímicas são consideradas por muitos autores (Botelho da Costa, 1995; Doménech, 1995; Jorge, 2003; Lukac & Godbold, 2011) como os processos quantitativos mais importantes na degradação dos compostos orgânicos. Estima-se que num solo com baixos índices de contaminação, a população microbiana ronde entre os  $10^7$  e  $10^9$  bactérias, fungos, etc., por grama de solo (Doménech, 1995).

Na realidade, os microrganismos actuam principalmente como catalisadores nas reacções de oxidação-redução, sendo considerados os factores que determinam o rendimento destes

processos, a estrutura dos compostos orgânicos, a temperatura, o pH e grau de humidade do solo.

Os contaminantes do solo podem ser classificados como endógenos ou exógenos. A presença de um contaminante endógeno resulta de desequilíbrios naturais, que conduzam à acumulação de um componente em concentrações nocivas para as espécies vivas. No entanto, as situações mais problemáticas resultam de casos de contaminação exógena, que se encontram na origem do aumento da concentração de poluentes a um ritmo superior à velocidade de assimilação pelo solo e que conduzem à alteração e acumulação do equilíbrio natural (Doménech, 1995; Blum, 2005).

As principais fontes de entrada de contaminantes exógenos no solo, encontram-se representadas na Figura 4.2.



**Figura 4.2** – Poluição e contaminação do solo, provocadas pela utilização excessiva de combustíveis fósseis, pela exploração agrícola e florestal e por actividades de exploração mineira (Adaptado de Blum, 2005).

De acordo com a Figura 4.2, é possível verificar que a entrada de contaminantes exógenos é originada a partir de uma enorme quantidade de tipos de fontes potenciais, uma vez que na sua maioria as actividades humanas, geram substâncias, resíduos e/ou efluentes, com potencial para contaminar os diferentes compartimentos do meio ambiente, entre eles o solo (CETESB, 2001; Blum, 2005).

Os contaminantes exógenos encontram-se associados a actividades humanas e podem dividir-se em: a) contaminantes orgânicos, b) fertilizantes, c) pesticidas e d) contaminantes metálicos.

a) A contaminação do solo com compostos orgânicos é muitas vezes originada devido a derrames acidentais com hidrocarbonetos, ou devida à fuga destes, dos tanques onde se encontram armazenados. Outro caso importante de contaminação por produtos orgânicos corresponde à presença no solo de pesticidas (este último caso será abordado no ponto c)) (Doménech, 1995);

b) A aplicação abusiva de fertilizantes no solo, com a finalidade de aumentar o rendimento das culturas, resulta numa forma de contaminação do solo, bastante generalizada.

Os fertilizantes podem contribuir para um excesso no solo de elementos na sua constituição, como o azoto, fósforo e potássio, que entram, em separado, ou podem contribuir com produtos mais contaminantes formados pela mistura destes elementos (Doménech, 1995);

c) Os pesticidas formam outro grupo de compostos que apresentam um certo impacte ambiental que resulta da sua aplicação no solo, destinando-se a práticas agrícolas. Os pesticidas são compostos químicos utilizados para combater os agentes que constituem pragas, como fungos, insectos, ervas daninhas, entre outros.

De facto, há vários séculos que se utilizam pesticidas para combater as pragas. No entanto, apenas a partir dos anos 40, com a introdução de compostos orgânicos sintéticos, que a sua utilização se realiza à escala global. Neste sentido, torna-se importante referir que actualmente existem cerca de cem mil formulações distintas, que implicam a utilização de 1500 princípios activos diferentes (Doménech, 1995).

A proliferação da utilização destes produtos, não é mais do que uma consequência da capacidade das pragas se tornarem resistentes ao mesmo pesticida, após a sua aplicação de forma repetida, tornando-se necessário aplicá-lo em maior quantidade e finalmente, trocar o produto utilizado.

A aplicação do pesticida pode realizar-se directamente sobre o solo, ou através da fumigação das folhas e das plantas, onde permanece absorvido, sendo posteriormente arrastado para o solo, através de deposição seca, ou lixiviado através da precipitação. Já no solo, o pesticida pode permanecer adsorvido nas partículas do solo, encontrando-se sujeito a transformações químicas, pode ser lixiviado pelas águas superficiais, ou infiltrar-se através do solo, atingindo horizontes mais profundos, podendo atingir em algumas situações, aquíferos subterrâneos (Doménech, 1995);

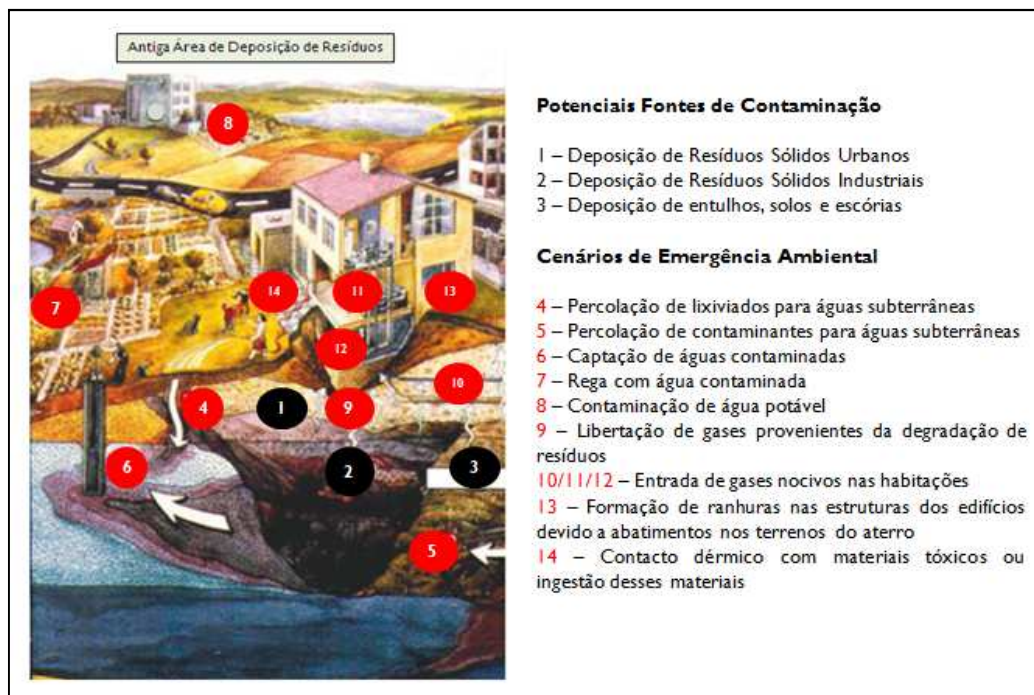
d) A contaminação do solo com contaminantes metálicos, sucede-se a um ritmo superior à velocidade de assimilação do solo, conduzindo à sua acumulação e à alteração do seu equilíbrio natural. Na realidade muitos destes compostos já se encontram no solo, comportando-se como micronutrientes. Desta forma, na solução do solo, encontram-se metais pesados em concentrações que oscilam entre 0,1 e 0,001 mg.l<sup>-1</sup>. No entanto, e apesar dos benefícios que possuem, quando ultrapassam determinados níveis, podem originar graves problemas ambientais (Doménech, 1995).

Tendo em consideração o tipo de contaminantes e as actividades humanas que se encontram na sua origem, o *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, elaborado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), em 2001, considera que as fontes de contaminação e poluição de solos (e também de águas subterrâneas), podem ser classificadas em seis categorias:

- 1) Na primeira categoria encontram-se incluídas as descargas de substâncias no subsolo, incluindo as originadas por fossas sépticas, normalmente associadas a contaminações por compostos orgânicos e inorgânicos, provocadas por esgoto doméstico; poços (ou depósitos) contendo substâncias perigosas, ou associados à exploração de petróleo, sendo nestas circunstâncias as contaminações associadas à má construção do poço ou falhas de projecto; aplicação de efluentes municipais e industriais no solo; utilização e aplicação de lamas provenientes do tratamento de efluentes domésticos e industriais como fertilizantes;
- 2) Na segunda categoria encontram-se incluídas as infra-estruturas projectadas para armazenamento, tratamento ou deposição de substâncias no solo, na qual se incluem as áreas de deposição de resíduos (controladas ou clandestinas), como é o caso dos aterros sanitários e lixeiras; lagoas de armazenamento e tratamento de vários tipos de efluentes industriais; depósitos de resíduos provenientes da extracção mineira; tanques de armazenamento de diversas substâncias (aéreos ou subterrâneos);
- 3) Na terceira categoria encontram-se incluídas infra-estruturas de transporte de substâncias perigosas, como é o caso de gasodutos, redes de esgotos, domésticos e industriais e substâncias químicas;
- 4) Na quarta categoria encontram-se incluídas as actividades de rega e fertirrega, a aplicação de fertilizantes e a percolação de poluentes atmosféricos;
- 5) Na quinta categoria encontram-se incluídas as fontes de contaminação preferenciais para a entrada de contaminantes e poluentes nos aquíferos, nomeadamente poços de produção de petróleo e poços de monitorização com erros e falhas de projecto;

6) Na sexta categoria encontram-se incluídas as fontes naturais, ou fenómenos naturais de contaminação, associados a atividades humanas, podendo referir-se a interação entre águas subterrâneas e superficiais contaminadas, a ocorrência natural de substâncias inorgânicas em águas subterrâneas e a intrusão salina. Esta categoria pode englobar também, a contaminação do solo e águas subterrâneas, originada com base em efluentes gasosos, fonte de contaminação atmosférica, como os produzidos por veículos automóveis e complexos industriais, que uma vez existentes na atmosfera, são arrastados para o solo, através da acção da água da chuva.

Nas Figuras 4.3 e 4.4 encontram-se esquematizadas, duas das principais vias de contaminação de solos (e águas subterrâneas) e consequentemente na origem de áreas contaminadas, nomeadamente áreas de deposição de resíduos não controlada e áreas industriais abandonadas.



**Figura 4.3** – Via de contaminação do solo (e águas subterrâneas) através da deposição de resíduos de forma não controlada (Adaptado de CETESB, 2001).

A contaminação de solos (e águas subterrâneas) devida à deposição não controlada de resíduos urbanos (Figura 4.3), normalmente associados a aglomerados urbanos e de resíduos industriais, é originada principalmente devido 1) aos efluentes formados, isentos de tratamento e descarregados no meio hídrico, 2) à injeção de efluentes não tratados directamente nos solos, 3) à deposição de lamas provenientes do tratamento de águas residuais urbanas, ou agrícolas e 4) com origem em infiltrações provocadas de fossas sépticas não monitorizadas.

No caso das áreas industriais abandonadas (Figura 4.4) a contaminação de solos (e águas subterrâneas) deve-se também em grande parte à inexistência ou baixa eficiência no tratamento dos efluentes formados.



**Figura 4.4** – Via de contaminação do solo (e águas subterrâneas) através da existência de áreas industriais abandonadas (Adaptado de CETESB, 2001).

No entanto, em ambas as situações, deverá ainda ter-se em atenção a presença de poluentes orgânicos. Entre estes, os que ocorrem com maior frequência em locais contaminados são os solventes halogenados, tais como tetracloroetileno, tricloroetileno e 1,1,1-Tricloroetano e os hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos, geralmente conhecidos como BTEX- benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos. Os solventes halogenados aparecem, principalmente, devido à descarga, em lagoas ou lixeiras, de resíduos líquidos provenientes de operações de desgorduramento ou de limpeza de peças. Os BTEX constituem até 20% do peso da gasolina e, de todos os seus constituintes, estes são os mais solúveis em água, pelo que são aqueles que mais facilmente migram da fonte após o derrame ou fuga de combustível.

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), tais como o naftaleno e o benzeno[a]pireno, são compostos com 2-5 anéis aromáticos e são os principais poluentes orgânicos associados a zonas industriais (por exemplo indústrias de gaseificação de carvão e indústria de tratamento de madeira) (Reis *et al.* 2003).

## 4.3. Políticas de Gestão de Áreas Contaminadas

### 4.3.1. Políticas Internacionais de Gestão de Áreas Contaminadas

Até à década de 60, o solo era visto como um sistema que possuía elevada capacidade para receber cargas poluentes, quer ao nível da descarga de efluentes líquidos, quer ao nível do armazenamento de resíduos sólidos. Apenas nesta altura se identificou a importância do solo como factor preponderante para a amortização dos efeitos da contaminação na biosfera. Identificou-se também que a sua resiliência era variável, de acordo com o tipo de solo e com o tipo de contaminante, surgindo neste sentido a necessidade de criação de estudos mais amplos e legislação específica para a sua protecção. Efectivamente, por volta dos anos 70, foram identificados os primeiros casos de contaminação de solos, associados a alguns acidentes graves e com a deposição de resíduos sólidos urbanos (SISEMA, 2009; Biondi, 2010).

As particularidades encontradas em cada país, ou até mesmo entre regiões, fizeram com que diferentes governos, adoptassem políticas públicas distintas para a protecção do solo.

Na Áustria, por exemplo, alguns valores de intervenção para solos contaminados derivam, de parâmetros de qualidade da água para consumo, uma vez que 99% da água consumida é proveniente do subsolo.

A Bélgica faz distinção entre poluição histórica e recente, sendo o primeiro tipo relativo à contaminação ocorrida antes de 29 de Outubro de 1995, data da entrada em vigor do Decreto que dispõe sobre remediação de solo (Fernandes *et al.* 2009).

A Espanha publicou em 14 de Janeiro de 2005, o Real Decreto 9/2005, que estabeleceu a relação entre actividades potencialmente poluidoras do solo, critérios e valores que determinam se um solo é contaminado. Este Decreto estabeleceu um período de dois anos, a contar da data da sua publicação, para que os empreendedores que possuam actividades listadas, no mesmo, apresentem informações preliminares sobre a situação das áreas potencialmente contaminadas, com o objectivo de avaliar a possibilidade de ocorrência de contaminações significativas nessas áreas. Estas informações deverão ser periodicamente actualizadas, junto dos organismos ambientais competentes.

Com este Decreto, a Espanha tornou-se no primeiro país a associar o registo de imóveis a áreas contaminadas (SISEMA, 2009).

Em Portugal, a Lei de Bases do Ambiente, publicada em 1987 (Lei n.º. 11/87, de 7 de Abril) possui como princípios gerais: 1) Todos os cidadãos têm direito a um ambiente humano e ecologicamente apropriado e o dever de o defender e 2) A política do ambiente tem por fim

optimizar e garantir a continuidade de utilização dos recursos naturais, qualitativa e quantitativamente, como pressuposto básico de um desenvolvimento sustentável.

A mesma Lei refere que a defesa e valorização do solo, como recurso natural determina a adopção de medidas conducentes à sua racional utilização, de forma a evitar a sua degradação e a promover a melhoria da sua fertilidade e regeneração, incluindo o estabelecimento de uma política de gestão de recursos naturais que salvguarde a estabilidade ecológica e os ecossistemas de produção, protecção ou de uso múltiplo e que regule o ciclo da água.

A Lei de Bases do Ambiente (1987) condiciona ainda a utilização de solos agrícolas de elevada fertilidade para fins não agrícolas, bem como, plantações, obras e operações agrícolas que provoquem erosão e degradação do solo, o desprendimento de terras, encharcamento, inundações, excesso de salinidade e outros efeitos nefastos.

Relativamente ao subsolo, esta Lei refere que a exploração do mesmo deverá respeitar a garantia das condições dos factores naturais renováveis, a valorização máxima de todas as matérias-primas extraídas, a exploração racional de águas subterrâneas e a determinação dos parâmetros de protecção das suas nascentes. Deverão ser adoptadas medidas preventivas de degradação do ambiente resultante dos trabalhos de extracção que possam pôr em perigo a estabilidade dos sistemas sociais e naturais e a obrigatoriedade de recuperação obrigatória da paisagem quando da exploração do subsolo resulta uma alteração, quer da topografia preexistente quer de sistemas naturais notáveis, com vista à integração paisagística da área sujeita a exploração.

Esta Lei criou ainda o princípio do poluidor-pagador, uma vez que prevê a responsabilização dos responsáveis por danos causados sobre os recursos naturais.

Após a publicação da Lei de Bases do Ambiente em 1987, criou-se um vazio legislativo relativamente aos solos contaminados, apenas colmatado em 2006, com a publicação do Decreto-Lei nº 178/2006, de 5 de Setembro (alterado pelo Decreto-Lei nº 73/2011, de 17 de Junho), que configura o enquadramento legal necessário para dar prossecução às ações de descontaminação.

Esta legislação considera como objectivo prioritário da política de gestão de resíduos, evitar e reduzir os riscos para a saúde humana e para o ambiente, garantindo que a produção, a recolha e transporte, o armazenamento preliminar e o tratamento de resíduos sejam realizados recorrendo a processos ou métodos que não sejam susceptíveis de gerar efeitos adversos sobre o ambiente, nomeadamente poluição da água, do ar, do solo, afectação da fauna ou da flora, ruído, odores ou danos em quaisquer locais de interesse e na paisagem.



Em 2008, foi publicado o Decreto-Lei n.º 147/2008 de 29 de Julho, que estabelece o regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais e transpõe para a ordem jurídica portuguesa a Directiva n.º 2004/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de Abril de 2004, que aprovou, com base no princípio do poluidor-pagador.

Este Decreto-Lei aplica-se, tanto a danos ambientais, como à ameaça iminente desses danos, causados como resultado do exercício de qualquer actividade desenvolvida no ambiente, independentemente do seu carácter público ou privado, lucrativo ou não lucrativo.

Neste sentido, este Decreto-Lei atribui ao responsável por possíveis danos, a necessidade de implementar medidas de prevenção ou reparação de danos causados ao ambiente. Assim sendo, actividades potencialmente perigosas para o ambiente, encontram-se ao abrigo desta legislação, existindo nestas situações a obrigatoriedade de possuir uma, ou mais garantias financeiras, a utilizar de forma a reparar os danos ambientais causados.

Mais recentemente, em 14 de Junho de 2012, foi aprovada em Conselho de Ministros a nova Lei de Bases do Ambiente, Lei n.º 19/2014, que foi publicada no Diário da República, no dia 14 de Abril, do ano de 2014.

Em Portugal, de acordo com informação publicada pela Agência Portuguesa do Ambiente, existem situações de contaminação de solos, dispersas ao longo do território, embora geograficamente limitadas, em consequência de actividades industriais e urbanas, que entraram em declínio encontrando-se actualmente desactivadas ou abandonadas.

A resolução das situações dos passivos ambientais constitui um pressuposto para a valorização económica das respectivas regiões onde, em muitos casos, as actividades que estão na sua origem foram as principais fontes de emprego. A “ qualificação das áreas visadas” promove a “ valorização do território e das cidades” não só ambientalmente, como do ponto de vista económico, ao garantir ganhos ambientais face à diminuição dos riscos e ao contribuir positivamente para a manutenção da biodiversidade e proporcionando melhores condições para o uso futuro do solo.

Os Passivos Ambientais estão abrangidos pelo Programa de Ordenamento e Valorização do Território (POVT) (2007-2013) e pelos Programas Operacionais Regionais no âmbito do Quadro de Referência Estratégico Nacional (QREN) (APA, 2012).

Encontra-se ainda em fase de elaboração o Projecto de Lei do Solo, que será implementado tendo como base, Directivas Comunitárias.

Devido à elevada diversidade de políticas existentes relativamente às temáticas de protecção e reabilitação de solos, seguidamente abordam-se as políticas Holandesa, Alemã e dos Estados Unidos da América, que estiveram na base da Lista de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas desenvolvida no Brasil.

Na Holanda, a legislação ambiental estabeleceu valores de referência e intervenção para cerca de uma centena de substâncias, tanto para águas subterrâneas, quanto para solos. Estes valores estão relacionados com a percentagem de matéria orgânica e argila contida no solo. As primeiras acções de descontaminação de solos ocorreram no início dos anos 80, após ter sido concluído o *Inventário de Locais Contaminados*. A Lei de protecção do solo que entrou em vigor neste país, em 1987, considera que emissões no solo podem ser toleradas, desde que a sua qualidade não diminua, que os diversos tipos de uso do solo não sejam afectados e que a concentração de poluentes não exceda os parâmetros estabelecidos pela legislação. A mesma lei estabelece ainda que a descontaminação do solo seja relacionada com o uso futuro dessa área, com a intensidade da contaminação, com a urgência da contaminação e ainda quando serão iniciados os trabalhos de descontaminação, face a cada situação (Fernandes *et al.* 2009).

A legislação Holandesa actual, estabelece que o poluidor pague pela descontaminação do solo, se isto não for possível, a responsabilidade recai sobre o proprietário da área. Nos casos em que estes sejam considerados inocentes, a descontaminação é paga recorrendo a dinheiro público (Fernandes *et al.* 2009).

A Lei Federal de conservação do solo Alemã foi ratificada em Fevereiro de 1998. Ao entrar em vigor, em Março de 1999, esta lei uniformizou os critérios para análise de risco e reabilitação de solo, no território nacional, já que anteriormente existiam padrões para reabilitação de solos para diferentes zonas da Alemanha. Os principais aspectos relacionados com áreas contaminadas, nesta lei, são:

- Obrigatoriedade de levantamento e inventariação de áreas suspeitas de contaminação, por parte dos Organismos Públicos competentes;
- Definição do responsável por essa contaminação;
- Elaboração de um Plano de Reabilitação, por parte do responsável pela contaminação;
- Obrigatoriedade, por parte do responsável, em realizar a reabilitação do local, em colaborar e permitir o acesso a dados relevantes às Entidades envolvidas;
- Obrigatoriedade de efectuar monitorização (SISEMA, 2009).

Para apoiar a Agência Federal do Meio Ambiente Alemã (UBA), foi criada em Dezembro de 2004, a Comissão de Protecção do Solo, com o objectivo de melhorar a protecção dos solos contra o impacte de substâncias poluentes e das suas utilizações, assim como de desenvolver padrões de qualidade para a recuperação de solos contaminados, permitindo que determinadas funções ecológicas do solo sejam restabelecidas (SISEMA, 2009).

Nos Estados Unidos da América, no ano de 1980 foi criado o *Superfundo*, nome dado ao Programa Ambiental criado pela Agência de Protecção Ambiental Americana (USEPA), para tratar as áreas contaminadas, encontrando-se estas em estado de abandono, ou não (Fernandes *et al.*2009).

Esta lei foi promulgada em consequência da descoberta de depósitos de resíduos tóxicos em *Love Canal* e *Times Beach*, na década de 1970 e permite que a USEPA obrigue as empresas responsáveis pela contaminação, a reabilitar, ou tomar medidas, de forma a impedir o acesso a essas áreas contaminadas (SISEMA, 2009).

O funcionamento do *Superfundo* é complexo e de longo prazo, uma vez que envolve as medidas tomadas para avaliar as áreas contaminadas, colocá-las em lista de prioridades nacionais e criar e implementar planos de reabilitação e limpeza apropriados. Para além do referido, a USEPA, possui autoridade para efectuar a remoção dos solos contaminados e realizar acções imediatas quando necessário, e ser reembolsada por parte do poluidor (Fernandes *et al.*2009; SISEMA, 2009).

A grande diferença entre o número de áreas contaminadas identificadas na Europa (estimam-se entre 300.000 a 1.500.000) deve-se ao resultado dos diferentes critérios adoptados entre os países, sobre os aspectos de caracterização dos solos contaminados, como resultado da inexistência de metodologias normalizadas na União Europeia para a identificação dos solos contaminados (SISEMA, 2009).

Neste sentido, a Comissão das Comunidades Europeias tem vindo desde o ano de 2002 a emitir directrizes com vista à uniformização de critérios sobre esta temática, nos diferentes Estados-Membros, também baseadas nas boas práticas implementadas em países como a Holanda, Alemanha, Estados Unidos da América e Brasil.

Para o efeito, através da Comunicação ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões – Estratégia Temática de Protecção do Solo (COM 2006), a Comissão das Comunidades Europeias refere que na Europa foram identificados mais de 320 tipos principais de solos, que apresentam enormes variações entre as

suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Esta Comunicação refere também que qualquer dano na estrutura do solo traduz-se noutros danos ambientais no ecossistema.

De entre os danos provocados na estrutura do solo, a Comissão das Comunidades Europeias identifica a erosão, a diminuição da matéria orgânica, a contaminação local e difusa, a impermeabilização, a compactação, a diminuição da biodiversidade, a salinização, as cheias e o desabamento de terras, uma vez que, combinadas, algumas destas ameaças podem conduzir à desertificação de regiões áridas e semi-áridas (COM 2006).

Dada a importância do solo e a necessidade de prevenir a sua maior degradação, o 6.º Programa de Acção em Matéria de Ambiente solicitou o desenvolvimento de uma estratégia temática de protecção do solo, através da Decisão n.º 1006/2002/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de Julho de 2002.

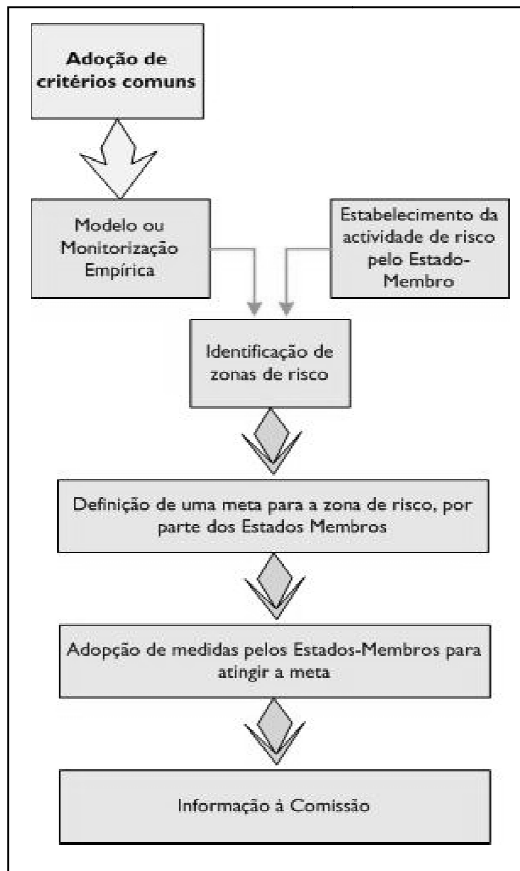
Para o efeito, a degradação do solo, foi identificada como um problema grave na Europa provocado ou acentuado por actividades humanas, como práticas agrícolas e silvícolas inadequadas, actividades industriais, turismo, crescimento de zonas urbanas e industriais e construção de infra-estruturas. Estas actividades foram identificadas como possuindo um impacte negativo no solo, impedindo o normal funcionamento das suas funções. Como resultado destas acções ocorre a diminuição da fertilidade do solo, do carbono e da biodiversidade, uma menor capacidade de retenção de água, a interrupção do ciclo gasoso e do ciclo de nutrientes e uma degradação reduzida dos contaminantes.

Esta degradação do solo possui impactes directos na qualidade da água e do ar, na biodiversidade e nas alterações climáticas. Para além disso, pode prejudicar a saúde dos cidadãos e ameaçar a segurança dos alimentos para consumo humano e animal (COM 2006).

Neste sentido, a Comissão das Comunidades Europeias define, através da Comunicação ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões – Estratégia Temática de Protecção do Solo (COM 2006), medidas de adopção por parte dos Estados-Membros, que permitam uma abordagem global de protecção do solo, à semelhança do que existe em países como os Estados Unidos da América e o Brasil.

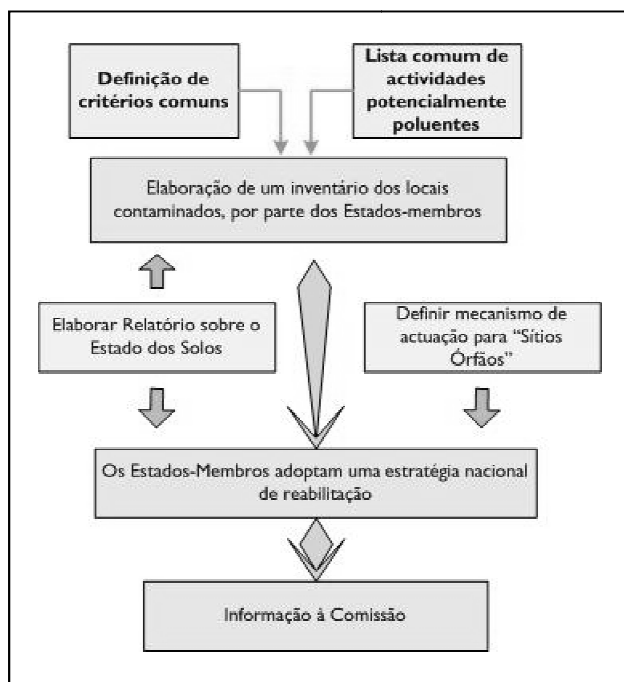
Este documento refere que os Estados-Membros deverão tomar medidas específicas para combater as ameaças que actuem sobre o solo, dando-lhes total liberdade quanto à forma de o fazer. No entanto, a Comissão das Comunidades Europeias, faz uma distinção entre as ameaças do solo, estabelecendo a adopção de planos de actuação, de acordo com estas ameaças.

Neste sentido, para as ameaças como a erosão, diminuição da matéria orgânica, salinização, compactação e desabamento de terra, deverá, por parte dos Estados-Membros, ser adoptada a seguinte abordagem (Figura 4.5):



**Figura 4.5** – Abordagem a adoptar pelos Estados-Membros em caso de ameaças ao solo, provocadas por Erosão, Diminuição da matéria orgânica, Salinização, Compactação e Desabamento de terras (Adaptado de COM 2006).

No que se refere à Contaminação, a sua gestão, por parte dos Estados-Membros, deverá ser tratada de acordo com a seguinte abordagem (Figura 4.6):



**Figura 4.6** – Abordagem a adoptar pelos Estados-Membros em caso de ameaças ao solo, provocadas por Contaminação (Adaptado de COM 2006).

No caso da Impermeabilização a COM 2006/231 Final refere, no sentido de promover uma utilização mais racional do solo, que os Estados-Membros devem adotar medidas mais adequadas, tendo em vista a sua limitação, através da reabilitação de instalações industriais abandonadas e da atenção dos seus efeitos com a utilização de técnicas de construção que permitam manter as funções do solo, tanto quanto possível.

Este documento não aborda directamente a questão da biodiversidade do solo, uma vez que considera que, de uma forma geral, a biodiversidade irá beneficiar da acção proposta contra as ameaças atrás referidas, pondo termo ao seu declínio.

### **4.3.2. Políticas Brasileiras de Gestão de Áreas Contaminadas**

A industrialização brasileira, intensificada a partir de 1950, impôs ao espaço urbano brasileiro graves problemas ambientais, causados principalmente pela deposição inadequada de resíduos industriais, resultando no aparecimento de áreas degradadas e/ou contaminadas (Fernandes, *et al.* 2009).

Apenas na década de 80 ocorreu no Brasil a criação de órgãos relacionados com a defesa ambiental, como resposta às pressões sofridas após a Conferência das Nações Unidas para o Ambiente Humano, realizada em Estocolmo (Suécia), em 1972. Em 1981, foram criados o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISAMA) e o seu órgão consultivo e deliberativo, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), sendo da sua competência estabelecer normas e padrões nacionais de controlo da poluição ambiental (Biondi, 2010).

No Brasil é relativamente recente o conceito de áreas contaminadas, assim como a sua gestão. O Estado que se encontra mais avançado relativamente à adopção de medidas e de instrumentos de gestão para áreas contaminadas é o de São Paulo. A CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, órgão vinculado à Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, foi pioneira na criação de directrizes para a gestão destas áreas.

Este organismo (CETESB) possui já diversos instrumentos para a gestão de áreas contaminadas, que auxiliam a tomada de decisão do Governo Estadual. Em 2007, foi publicada a Decisão de Directoria (DD 103/2007/CE) de 22 de Junho, que definiu procedimentos e directrizes para a gestão de áreas contaminadas e em 8 de Julho de 2009, foi promulgada a Lei Estadual que refere quais as directrizes para gestão de áreas contaminadas no Estado de São Paulo.

Este documento: 1) define e caracteriza “áreas contaminadas”; 2) refere a necessidade de existência de um cadastro público dessas áreas; 3) atribui a responsabilidade de identificação e remediação dos locais identificados como contaminados, ao poluidor; 4) refere a necessidade de classificação das áreas identificadas de acordo com o risco existente e 5) estabelece as infrações e penalizações a que se encontram sujeitos os responsáveis pela contaminação (SISEMA, 2009).

Baseado, quer nos instrumentos e directrizes definidas, quer nos resultados obtidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), no âmbito federal, foi aprovada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a Resolução de CONAMA N.º. 420, de 28 de Dezembro de 2009, que define critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece directrizes para a gestão ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias decorrentes de actividades antrópicas (SISEMA, 2009; Biondi, 2010).

A Resolução CONAMA n.º. 420/2009, defeniou um prazo de quatro anos para todos os Estados da Federação estabelecerem os seus Valores de Referência da Qualidade (VRQ) para a presença de substâncias químicas no solo e efectuem o inventário de áreas contaminadas, de forma a actualizar o *Banco de Dados Nacional de Áreas Contaminadas* (SISEMA, 2009).

Posteriormente foi publicada a Resolução de CONAMA n.º. 460/2013 que prorrogou este prazo para Dezembro de 2014. Tendo como base esta Resolução, a CETESB actualizou os Valores de Referência da Qualidade em Dezembro de 2014, sendo a previsão para a actualização dos mesmos valores no Estado de Minas Gerais, o ano de 2016.

### **4.3.3. Definição dos Valores Orientadores de Qualidade do Solo no Estado de Minas Gerais**

A Resolução de CONAMA (2009) refere que a protecção do solo deve ser realizada de forma preventiva, como forma de garantir a sua funcionalidade, ou de forma correctiva, tendo em vista restabelecer a sua qualidade ou recuperá-la, de forma compatível, com as utilizações previstas.

Neste sentido, o mesmo documento refere como funções principais do solo: 1) servir de meio básico para a sustentação da vida e de habitat para pessoas, animais, plantas e outros organismos vivos; 2) manter o ciclo da água e dos nutrientes; 3) servir como meio para a produção de alimentos e outros bens primários de consumo; 4) agir como filtro natural,

tampão e meio de adsorção, degradação e transformação de substâncias químicas e organismos; 5) proteger as águas superficiais e subterrâneas; 6) servir como fonte de informação quanto ao património natural, histórico e cultural; 7) construir fontes de recursos minerais e 8) servir como meio básico para a ocupação territorial, práticas recreativas e propiciar outras utilizações públicas e económicas.

Quando se pretendem definir valores orientadores para a qualidade dos solos, é impreterível classificar o que se entende, por área contaminada.

Neste sentido, de acordo com o CETESB (2001), uma área contaminada pode ser definida como uma área, local ou terreno onde existe, de forma comprovada, poluição ou contaminação originada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos, que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planeada, acidental, ou até mesmo natural. Nessa área, os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em sub-superfície nos diferentes compartimentos do ambiente, por exemplo no solo, nos sedimentos, nas rochas, nos materiais utilizados para aterrar os terrenos, nas águas subterrâneas ou, de uma forma geral, nas zonas não saturadas e saturadas, além de poderem concentrar-se nas paredes, nos pisos e nas estruturas de construções. Os contaminantes podem ser transportados a partir desses meios, propagando-se por diferentes vias, como por exemplo, o ar, o próprio solo, as águas subterrâneas e superficiais, alterando as suas características naturais ou qualidades e determinados impactes negativos e/ou riscos sobre os bens a proteger, localizados na própria área ou em zonas adjacentes.

A avaliação da qualidade do solo e da água subterrânea quanto à presença de substâncias químicas, no Estado de Minas Gerais, deve ser efectuada com base nos valores orientadores definidos pelo Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e pelo Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CERH) e que são utilizados para a gestão de áreas contaminadas (DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010). Estes são classificados em:

- Valores de Referência de Qualidade do Solo (VRQ) – são utilizados para caracterizar a ocorrência natural de substâncias químicas, considerando a política de prevenção e controle das funções do solo;
- Valores de Prevenção do Solo (VP) – são utilizados para indicar alterações da qualidade do solo que possam prejudicar a sua funcionalidade e disciplinar a introdução de substâncias químicas no solo;



- Valores de Intervenção do solo e água subterrânea (VI) – são utilizados para desencadear e definir acções de investigação e controlo, indicando a necessidade de acções, de forma a proteger os receptores dos riscos associados.

Os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas, definidos pela mesma Deliberação, para o Estado de Minas Gerais, encontram-se apresentados na Tabela 4.1.

Para substâncias químicas que não se encontrem listadas na Tabela 4.1, sempre que seja necessária a sua investigação, os valores orientadores serão definidos pelo organismo ambiental competente, ou pelo organismo gestor de recursos hídricos, tendo como base legislação nacional (brasileira) ou internacional em vigor.

**Tabela 4.1** – Lista de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas (Adaptado de DN Conjunta COPAM/CERH nº. 02/2010)

Substância	Solo (mg.kg <sup>-1</sup> de peso seco) <sup>1</sup>					Águas Subterrânea (µg.L <sup>-1</sup> ) Intervenção
	Referência de Qualidade	Prevenção	Intervenção			
			Agrícola	Residencial	Industrial	
<b>Compostos Inorgânicos</b>						
Alumínio	-	-	-	-	-	3.500
Antimónio	<0,5	2	5	10	25	5
Arsénio	3,5	15	35	55	150	10
Bário	75	150	300	500	750	700
Boro	-	-	-	-	-	500
Cádmio	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	17	72	180	300	900	10
Cobalto	13	25	35	65	90	5
Cobre	35	60	200	400	600	2.000
Crómio	40	75	150	300	400	50
Ferro	-	-	-	-	-	2.450
Manganês	-	-	-	-	-	400
Mercúrio	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdénio	<4	30	50	100	120	70
Níquel	13	30	70	100	130	20
Nitrato (Como N)	-	-	-	-	-	10.000
Prata	0,25	2	25	50	100	50
Selénio	0,25	5	-	-	-	10
Vanádio	275	-	-	-	-	-
Zinco	60	300	450	1.000	2.000	1.050
<b>Hidrocarbonetos Aromáticos Voláteis</b>						
Benzeno	na	0,03	0,06	0,08	0,15	5
Estireno	na	0,2	15	35	80	20
Etilbenzeno	na	6,2	35	40	95	300
Tolueno	na	0,14	30	30	75	700
Xilenos	na	0,13	25	30	70	500
<b>Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos</b>						

Antraceno	na	0,039	-	-	-	-
Benzo(a)antraceno	na	0,025	9	20	65	1,75
Benzo(k)fluoranteno	na	0,38	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perileno	na	0,57	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	na	0,052	0,4	1,5	3,5	0,7
Criseno	na	8,1	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno	na	0,08	0,15	0,6	1,3	0,18
Fenantreno	na	3,3	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	na	0,031	2	25	130	0,17
Naftaleno	na	0,12	30	60	90	140
<b>Benzenos Clorados</b>						
Clorobenzeno (Mono)	na	0,41	40	45	120	700
1,2 - Diclorobenzeno	na	0,73	150	200	400	1.000
1,3 - Diclorobenzeno	na	0,39	-	-	-	-
1,4 - Diclorobenzeno	na	0,39	50	70	150	300
1,2,3 - Triclorobenzeno	na	0,01	5	15	35	(a)
1,2,4 - Triclorobenzeno	na	0,011	7	20	40	(a)
1,3,5 - Triclorobenzeno	na	0,5	-	-	-	-
1,2,3,4 - Tetraclorobenzeno	na	0,16	-	-	-	-
1,2,3,5 - Tetraclorobenzeno	na	0,0065	-	-	-	-
1,2,4,5 - Tetraclorobenzeno	na	0,01	-	-	-	-
Hexaclorobenzeno	na	0,003	0,005	0,1	1	1
<b>Etanos Clorados</b>						
1,2 - Dicloroetano	na	-	8,5	20	25	280
1,2 - Dicloroetano	na	0,075	0,15	0,25	0,50	10
1,1,1 - Tricloroetano	na	-	11	11	25	280
<b>Etanos Clorados</b>						
Cloreto de vinilo	na	0,003	0,005	0,003	0,008	5
1,1 - Dicloroetano	na	-	5	3	8	30
1,2 - Dicloroetano	na	-	1,5	2,5	4	(b)
1,2 - Dicloroetano	na	-	4	8	11	(b)
Tricloroetano - TCE	na	0,0078	7	7	22	70
Tetracloroetano - PCE	na	0,054	4	5	13	40
<b>Metanos Clorados</b>						
Cloreto de Metilo	na	0,018	4,5	9	15	20
Clorofórmio	na	1,75	3,5	5	8,5	200
Tetracloroetano de carbono	na	0,17	0,5	0,7	1,3	2
<b>Fenóis Clorados</b>						
2 - Clorofenol	na	0,055	0,5	1,5	2	10,5
2,4 - Diclorofenol	na	0,031	1,5	4	6	10,5
3,4 - Diclorofenol	na	0,051	1	3	6	10,5
2,4,5 - Triclorofenol	na	0,11	-	-	-	10,5
2,4,6 - Triclorofenol	na	1,5	3	10	20	200
2,3,4,5 - Tetraclorofenol	na	0,092	7	25	50	10,5
2,3,4,6 - Tetraclorofenol	na	0,011	1	3,5	7,5	10,5
Pentaclorofenol (PCP)	na	0,16	0,35	1,3	3	9
<b>Fenóis Não Clorados</b>						
Cresóis	na	0,16	6	14	19	175
Fenol	na	0,20	5	10	15	140
<b>Ésteres Ftálicos</b>						

Dietilexil ftalato (DEHP)	na	0,6	1,2	4	10	8
Dimetil Ftalato	na	0,25	0,5	1,6	3	14
Di-n-butil ftalato	na	0,7	-	-	-	-
<b>Pesticidas Organoclorados</b>						
Aldrin	na	0,0015	0,003	0,01	0,03	(d)
Dieldrin	na	0,043	0,2	0,6	1,3	(d)
Endrin	na	0,001	0,4	1,5	2,5	0,6
DDT	na	0,010	0,55	2	5	(c)
DDD	na	0,013	0,8	3	7	(c)
DDE	na	0,021	0,3	1	3	(c)
HCH beta	na	0,011	0,03	0,1	5	0,07
HCH – gama (Lindano)	na	0,001	0,02	0,07	1,5	2
<b>PCB's</b>						
Total	na	0,0003	0,01	0,03	0,12	3,5

I – De acordo com procedimentos analíticos para digestão ácida de amostras de solos de espécies metálicas espectrométricas;

na – Não aplicável a substâncias orgânicas;

(a) – Somatório para triclorobenzenos = 20  $\mu\text{L}^{-1}$ ;

(b) - Somatório para 1,2 dicloroetenos = 50  $\mu\text{L}^{-1}$ ;

(c) - Somatório para DDT – DDD - DDE = 2  $\mu\text{L}^{-1}$ ;

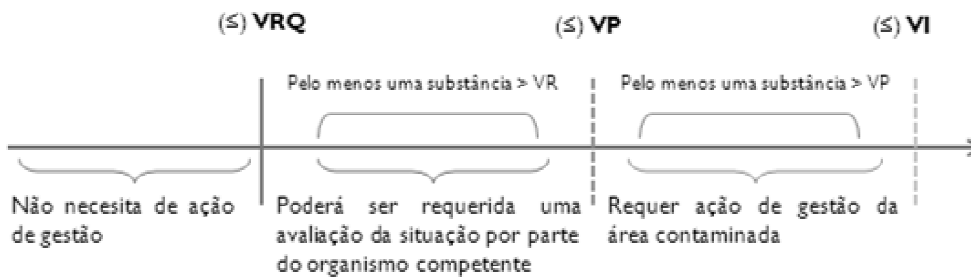
(d) - Somatório para Aldrin e Dieldrin = 0,03  $\mu\text{L}^{-1}$ ;

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº. 02/2010 estabelece os seguintes procedimentos para prevenção e controlo da qualidade do solo e águas subterrâneas:

- 1) Para os solos que apresentem concentrações de substâncias químicas menores ou iguais a VRQ, não serão definidas acções de gestão;
- 2) Para solos que apresentem concentrações de, pelo menos, uma substância química maior que VRQ e menor ou igual que VP, por solicitação do Organismo Ambiental Competente, poderá ser requerida uma avaliação a partir de dados existentes no Organismo Ambiental, incluindo a verificação de ocorrência natural da substância ou da existência de fontes de poluição, com indicativos ou não de acções preventivas de controlo, caso exista essa necessidade, não envolvendo necessariamente um processo de investigação;
- 3) Para solos que apresentem concentração de, pelo menos, uma substância química maior do que VP e menor ou igual que VI, será requerida a identificação e controlo de fontes potenciais de contaminação, a avaliação da ocorrência natural da substância e a monitorização da qualidade do solo e água subterrânea;

- 4) Para solos e águas subterrâneas que apresentem concentração de pelo menos uma substância química superior a VI, serão requeridas acções de gestão da área contaminada.

O esquema abaixo visa ilustrar os procedimentos estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n.º 02/2010, para a prevenção e controlo da qualidade do solo e das águas subterrâneas:



#### 4.3.4. Metodologia de Actuação definida para a Gestão de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais

A Gestão de Áreas Contaminadas resulta da aplicação de um conjunto de medidas com o objectivo de minimizar o risco proveniente da existência de áreas contaminadas, à população e ao meio ambiente, proporcionando os instrumentos necessários mais adequados (FIEMG, 2011).

Com vista à reabilitação de áreas contaminadas, de acordo com a sua utilização, a Resolução de CONAMA N.º. 420/09, identifica as seguintes etapas:

- 1) **Identificação:** Etapa na qual serão identificadas as áreas suspeitas de contaminação com base na avaliação preliminar. Para aquelas nas quais houver indícios de contaminação, deve ser realizada uma investigação confirmatória;
- 2) **Diagnóstico:** Etapa que inclui uma investigação detalhada e avaliação de risco, com o objectivo de subsidiar a etapa de intervenção, após a investigação confirmatória que tenha identificado substâncias químicas em concentrações diferentes acima do valor de investigação;
- 3) **Intervenção:** Etapa de execução de acções de controlo para a eliminação do perigo ou redução, a níveis toleráveis, dos riscos identificados na etapa de diagnóstico, considerando o uso actual e futuro da área;

- 4) Monitorização: Etapa de acompanhamento e verificação da eficácia das acções efectuadas (CONAMA, 2009; FIEMG, 2011).

O Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas (através da Deliberação Normativa Conjunta COPAM N.º. 2, de 8 de Setembro de 2010) estabelece os princípios, instrumentos, procedimentos e critérios técnicos para a gestão de áreas contaminadas no Estado de Minas Gerais (FIEMG, 2011).

De acordo com este Programa as áreas serão classificadas, pelo Organismo Ambiental competente em:

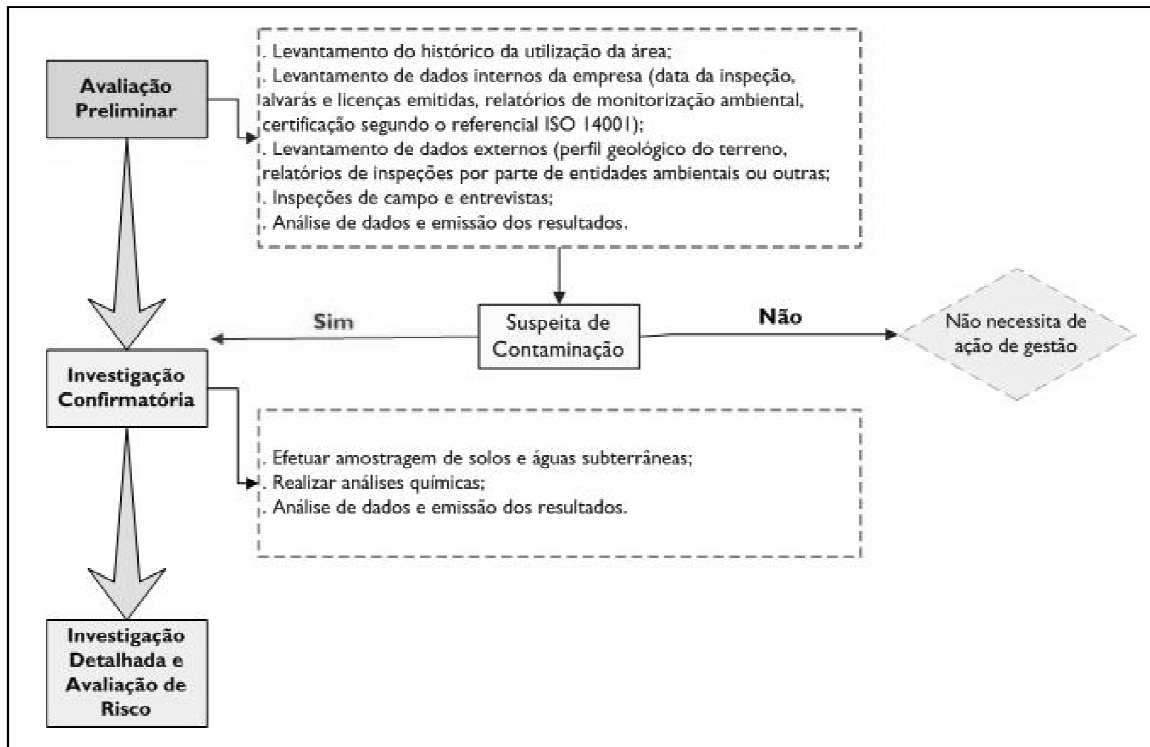
- 1) Área com Potencial de Contaminação (AP) – aquela em que ocorrer atividades, que pelas suas características, possam acumular quantidades ou concentrações de substâncias químicas em condições de ocasionar contaminação do solo e do meio ambiente.

As actividades com potencial de contaminação do solo e águas subterrâneas, são identificadas na Deliberação Normativa COPAM N.º. 116, de 27 de Junho de 2008 e, são as seguintes:

- Actividades Mineiras, Indústria Metalúrgica, Indústria Química, Indústria Alimentar, Actividades relacionadas com Infraestruturas (p. ex. Redes Ferroviárias, Aeroportos, Redes de Transportes de Gás Natural, Gasodutos, etc.) e Actividades Relacionadas com o Transporte e Gestão de Resíduos (FIEMG, 2009).

- 2) Área Suspeita de Contaminação (AS) – aquela em que, mediante Avaliação Preliminar, for comprovada a existência de um ou mais indícios de contaminação;
- 3) Área Contaminada Sob Investigação (AI) – Aquela em que for comprovadamente constatada, mediante Investigação Confirmatória, a contaminação com concentrações de substâncias químicas no solo, ou nas águas subterrâneas, acima dos Valores de Intervenção (VI), definidos na DN Conjunta COPAM/CERH 02/10, de acordo com a Tabela 4.3.

As fases de Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória implicam uma série de procedimentos/acções, que podem ser resumidamente esquematizadas da seguinte forma (Figura 4.7):



**Figura 4.7** – Procedimentos/acções adoptadas nas Fases de Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória.

- 4) Área Contaminada Sob Intervenção (ACI) – aquela em que for constatada a presença de substâncias químicas em fase livre (existência de substância química ou produto imiscível, em fase separada da água), ou for comprovada a existência de risco à saúde humana, após investigação detalhada e avaliação de risco;
- 5) Área em Processo de Monitorização para Reabilitação (AMR) – aquela em que: a) for atingida a redução do risco aos níveis toleráveis, de acordo com as metas estipuladas para a avaliação de risco e b) não for caracterizada situação de perigo e não for verificada situação de risco à saúde humana igual ou superior aos níveis aceitáveis de acordo com a avaliação de risco;
- 6) Área Reabilitada para Uso Declarado (AR) – aquela em que após o período de monitorização para reabilitação, seja confirmada a eliminação do perigo ou a redução dos riscos a níveis toleráveis para o uso declarado.

A primeira etapa do processo de reabilitação de áreas contaminadas, consiste em estudos de Investigação Detalhada e Avaliação de Riscos.

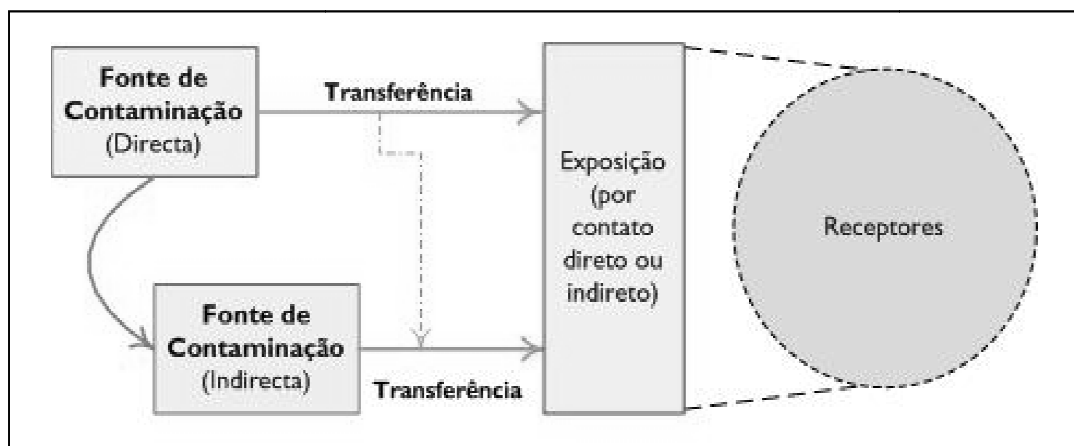
Na metodologia de actuação definida para a Gestão de Áreas Contaminadas, a Investigação Detalhada é a etapa na qual devem ser avaliadas as características da fonte de contaminação e

do meio alterado, visando obter dados para a execução da Avaliação de Risco e posterior definição do Projecto de Reabilitação da área degradada (FIEMG, 2009).

A Avaliação de Risco tem como objectivo auxiliar na determinação da necessidade de remediação da área impactada, em função da sua utilização actual, ou proposta, no estabelecimento de níveis de reabilitação aceitáveis, na escolha das melhores técnicas de remediação a adoptar e na definição de áreas prioritárias de intervenção (Moraes, 2007; FIEMG, 2009).

Embora existam diversas metodologias de Avaliação de Risco, alguns autores (Dinis & Fraga, 2005; Moraes, 2007) defendem que esta deverá ser elaborada sempre que exista 1) uma fonte de contaminação; 2) vias de transferência do poluente que viabilizam o alargamento da área contaminada e 3) receptores (indivíduos e bens) ameaçados por essa contaminação.

Na Figura 4.8 encontram-se esquematizados os factores que deverão servir de base à Avaliação de Risco.



**Figura 4.8** – Factores que deverão servir da base à Avaliação de Risco (Adaptado de Moraes, 2007).

A fonte de contaminação poderá ser directa ou indirecta, sendo as vias de transferência associadas a mecanismos de transporte (solo, água ou ar) existentes entre a fonte de contaminação e os receptores, relacionando-se estes através da forma como essa contaminação ocorre (Moraes, 2007).

Na lista de áreas contaminadas a ser divulgada anualmente pelo organismo competente, em formato electrónico: 1) As áreas classificadas como Áreas Sob Investigação (AI), Áreas Contaminadas Sob Intervenção (ACI) e Áreas em Processo de Monitorização para Reabilitação, serão incluídas na lista de áreas contaminadas e 2) As áreas classificadas como

Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR) serão incluídas na lista de áreas reabilitadas (DN Conjunta COPAM/CERH nº. 02/2010).

De uma forma resumida a metodologia de actuação adoptada para a Gestão de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais, pode apresentar-se no seguinte fluxograma (Figura 4.9):



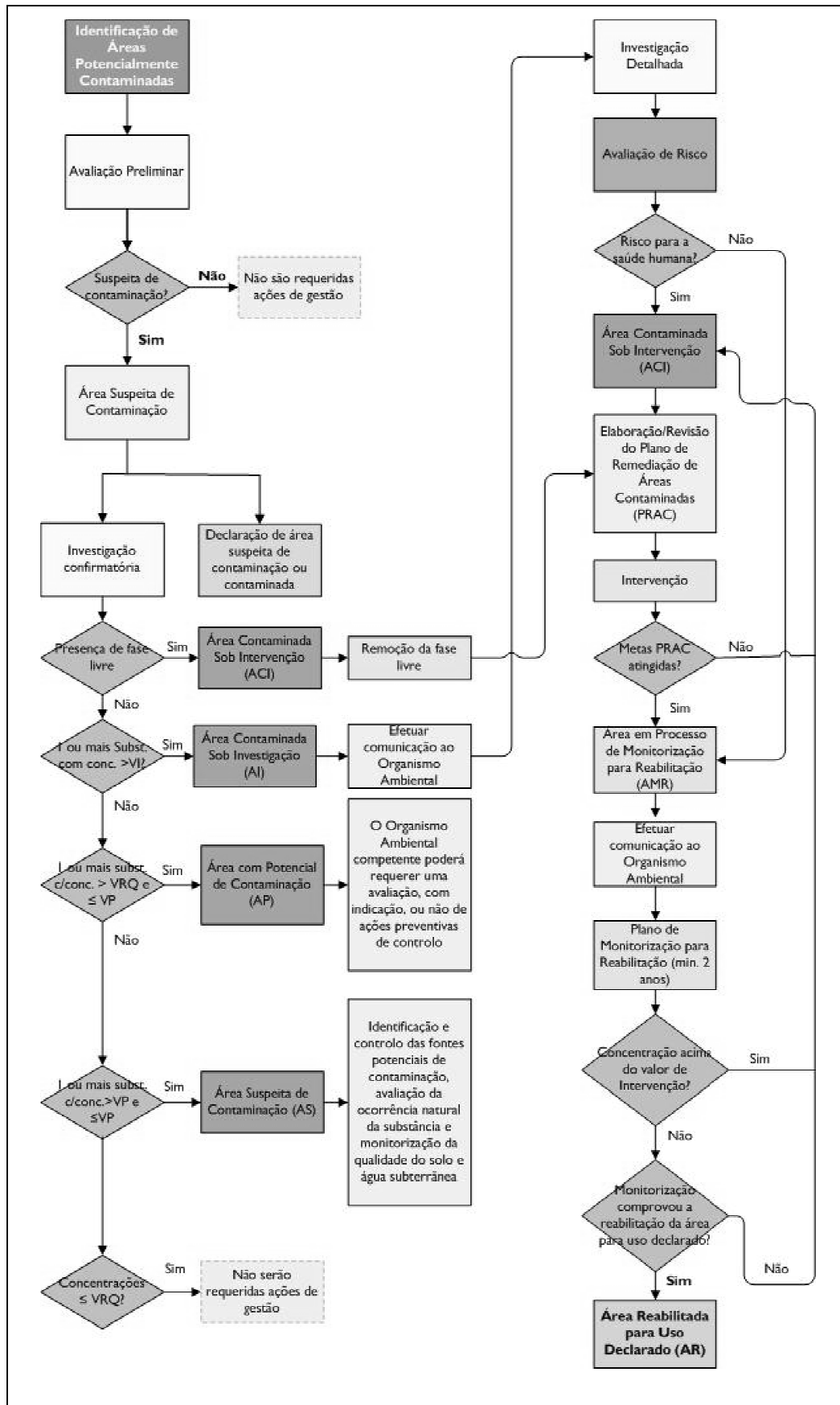


Figura 4.9 - Metodologia de actuação adoptada para a Gestão de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais (Adaptado de FIEMG, 2009).

## 4.4. Identificação de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais

No Brasil, é relativamente recente o conceito de áreas contaminadas, assim como a sua gestão. Na procura de uma solução, por parte dos Organismos Públicos responsáveis por estas questões, definiu-se que os planos a implementar, devem contemplar um conjunto de medidas que assegure, tanto o conhecimento destas áreas, como a definição de quais as formas de actuação mais adequadas e, ainda, a identificação dos impactes que as mesmas podem causar à população que nelas habita, e ao ambiente (Fernandes *et al.* 2009).

No Estado de Minas Gerais, a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) é um dos órgãos estaduais de apoio do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e actua vinculado à Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD). No âmbito federal, este órgão integra o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISAMA). Até ao ano de 2007, a FEAM era responsável pelas actividades de licenciamento, fiscalização e monitorização das actividades industriais, mineiras e de infra-estruturas do Estado de Minas Gerais, utilizando o licenciamento ambiental como principal instrumento de controlo ambiental (Fernandes *et al.* 2009).

A FEAM, com vista à melhoria da qualidade ambiental e, consciente da responsabilidade do Estado, na gestão de áreas contaminadas e, em consonância com as discussões nacionais envolvendo o tema de gestão de áreas contaminadas e qualidade dos solos, instituiu o “Projecto Solos de Minas”, que constitui uma das acções do Projecto Estruturador “Resíduos Sólidos”.

Este projecto estruturador é coordenado pela FEAM e tem como objectivos a promoção da prevenção na produção de resíduos, a reutilização e reciclagem de materiais, assim como a sua eliminação de forma correcta.

O “Projecto Solos de Minas”, tendo em vista a preservação da qualidade do solo e a protecção da população, propõe, entre várias medidas, o estabelecimento de valores de referência de qualidade dos solos, pertinentes à presença de substâncias químicas nos diferentes tipos de solos do Estado de Minas Gerais, a elaboração do Plano Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas e o procedimento para a gestão e inventariação (ou cadastro) de áreas contaminadas (Fernandes *et al.* 2009).

O inventário (ou cadastro) é considerado como um instrumento fundamental para a gestão de áreas contaminadas, caracterizando-se como um banco de dados, que reúne as informações adquiridas durante a execução das etapas de gestão e cuja consulta pode subsidiar o

planeamento urbanístico e a ocupação do solo, tendo em vista o desenvolvimento sustentável (Fernandes *et al.* 2009).

De forma a promover o cadastro de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas por Substâncias Químicas do Estado de Minas Gerais, foi publicada a Deliberação Normativa COPAM N.º. 116, de 27 de Junho de 2008 (DN 116/2008).

Para o efeito foram convocados indivíduos (particulares), entidades jurídicas e organismos públicos, para preencherem, em formato *on line* uma auto-declaração, através do *Banco de Declarações Ambientais*.

Este *Banco de Declarações Ambientais* tem por objectivo ser actualizado de forma periódica, sempre que existam suspeitas de contaminação.

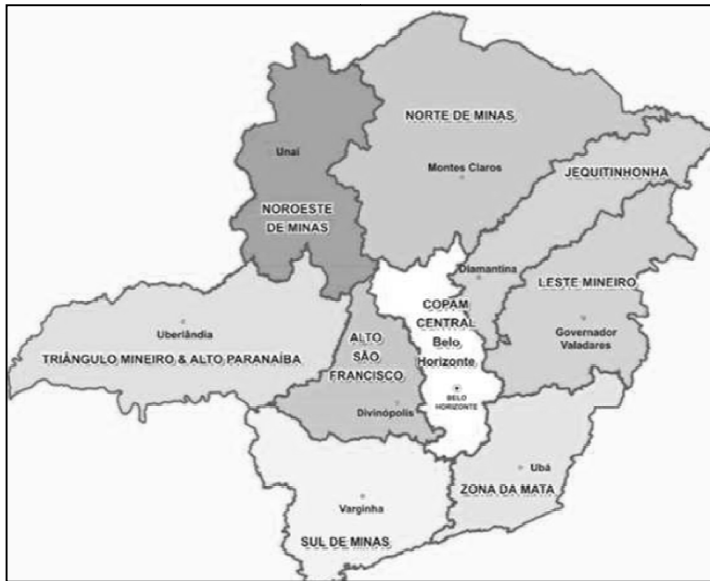
A divulgação da promoção desta iniciativa ficou a cargo da FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente) e das Superintendências Regionais de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Supram's<sup>3</sup>) existentes no Estado de Minas Gerais.

Estas entidades possuem como missão planear, supervisionar, orientar e executar as actividades relativas às políticas estaduais, de protecção de meio ambiente e de gestão de recursos hídricos, formuladas e desenvolvidas pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), dentro das suas áreas de abrangência territorial (SISEMA, 2009).

Na Figura 4.10 encontra-se representada a área de abrangência territorial de cada Supram existente no Estado de Minas Gerais.

---

<sup>3</sup> De acordo com a designação das Entidades existentes em Portugal, as Supram's são congéneres das Divisões Regionais da Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regionais (CCDR's) e das Administrações Regionais Hidrográficas (ARH's).



**Figura 4.10** – Área de abrangência territorial das Supram's (SISEMA, 2009).

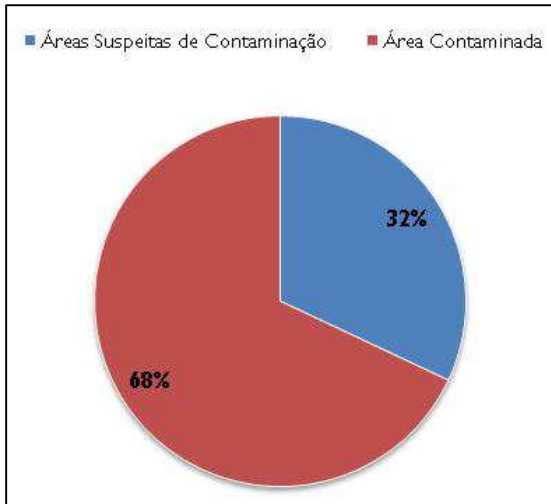
Do ponto de vista administrativo, as Supram's encontram-se subordinadas à SEMAD e do ponto de vista técnico à FEAM, IEF (Instituto Estadual de Florestas) e IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas).

Como resultado desta promoção e, de acordo com o Inventário de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas do Estado de Minas Gerais, datado de Dezembro de 2009, do preenchimento da auto-declaração, foram registadas no *Banco de Declarações Ambientais*, 273 declarações.

Desta, 75% (205) apresentam classificação de “área suspeita de contaminação” e 25% (68) apresentam classificação de “área contaminada”.

De acordo com a Decisão Normativa Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010, como atrás referido, na lista de áreas contaminadas a ser divulgada anualmente, pelo organismo competente, em formato electrónico: 1) As áreas classificadas como Áreas Sob Investigação (AI), Áreas Contaminadas Sob Intervenção (ACI) e Áreas em Processo de Monitorização para Reabilitação, serão incluídas na lista de áreas contaminadas e 2) As áreas classificadas como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR) serão incluídas na lista de áreas reabilitadas.

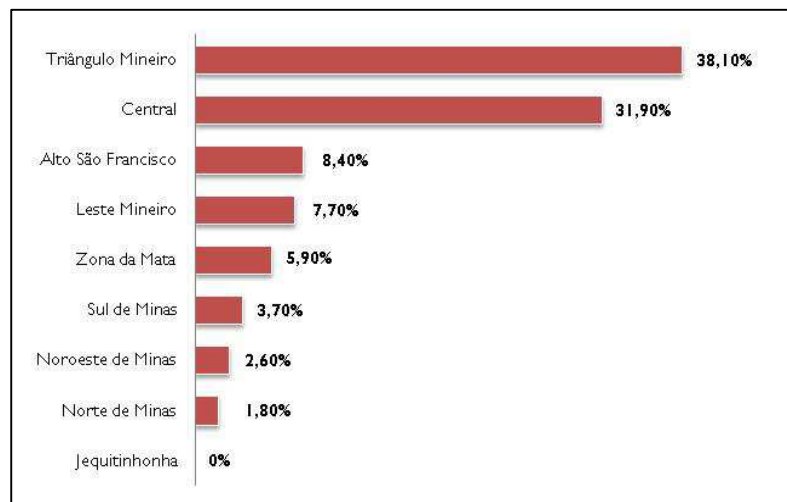
Desta forma, para efeitos de análise do Inventário de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas do Estado de Minas Gerais e, de acordo com a Figura 4.11, o número de áreas contaminadas é considerado superior.



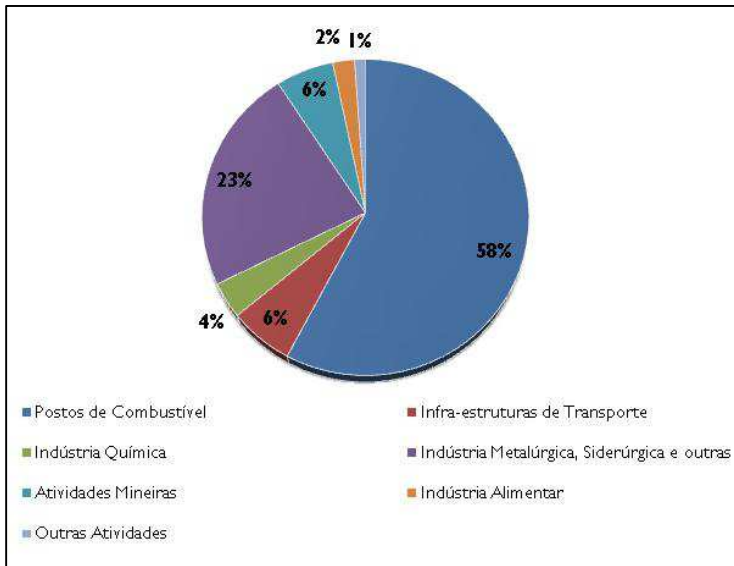
**Figura 4.11** – Classificação de áreas inventariadas (Adaptado de SISEMA, 2009).

Relativamente à distribuição das áreas inventariadas por Supram's, verifica-se que a região Supram que possui mais áreas declaradas é a denominada como “Triângulo Mineiro”, seguida das Supram's “Central”, “Alto São Francisco” e “Leste Mineiro” (Figura 4.12).

**Figura 4.12** – Distribuição das Declarações inventariadas por áreas Supram (Adaptado de SISEMA, 2009).



Relativamente à distribuição das áreas inventariadas, por actividades desenvolvidas (de acordo com a DN 74/2004), verifica-se que o maior número de áreas inventariadas corresponde às actividades de “Postos de Combustível” (58%), “Indústria Metalúrgica, Siderúrgica e outras” (23%) e “Infraestruturas de Transporte” e “Actividades Mineiras” (6%) (Figura 4.13).



**Figura 4.13** – Distribuição de Áreas inventariadas por áreas de atividade desenvolvida (Adaptado de SISEMA, 2009).

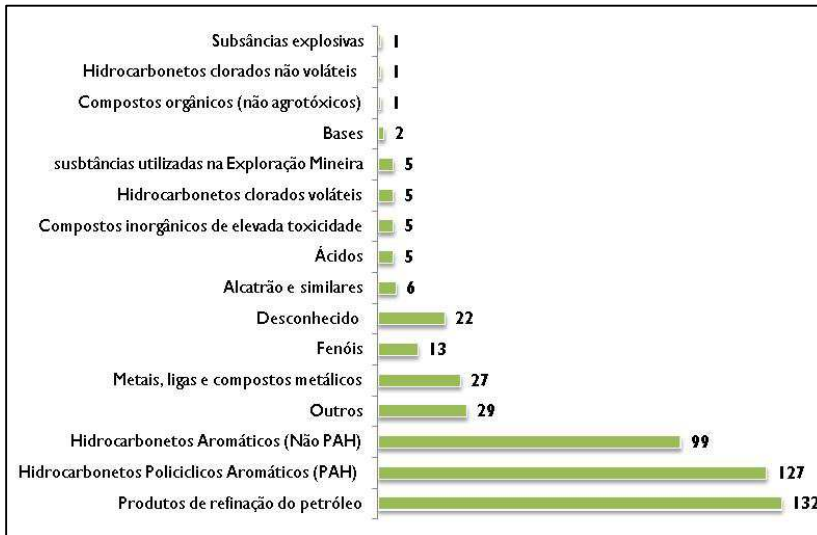
De acordo com a fase de gestão das áreas contaminadas, verifica-se, que das áreas inventariadas, a maioria encontrava-se em fase de “Avaliação Preliminar” (135) e em fase de “Monitorização” (69). Em fase de “Remediação”, encontravam-se 54 áreas (Figura 4.14).



**Figura 4.14** – Distribuição das áreas inventariadas por fase de gestão (Adaptado de SISEMA, 2009).

Relativamente aos tipos de contaminantes encontrados nas áreas inventariadas, verifica-se que na sua maioria são “Produtos de Refinação de Petróleo” (132) e “Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos” (127) e “Hidrocarbonetos Aromáticos” (99).

De acordo com os valores publicados no Inventário de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas do Estado de Minas Gerais, a contaminação por “Metais, ligas e compostos metálicos” aparece inventariada em quinto lugar, correspondendo a 27 áreas contaminadas (Figura 4.15).



**Figura 4.15** – Distribuição da área inventariada por tipo de contaminante (Adaptado de SISEMA, 2009).

A partir dos dados aferidos neste Inventário, as Autoridades Brasileiras de Minas Gerais consideram ser possível estabelecer prioridades para investigação e a gestão de forma integrada, das áreas contaminadas, por diferentes organismos ambientais (SISEMA, 2009).

## 4.5. Contaminação de solos com metais pesados

### 4.5.1. Introdução

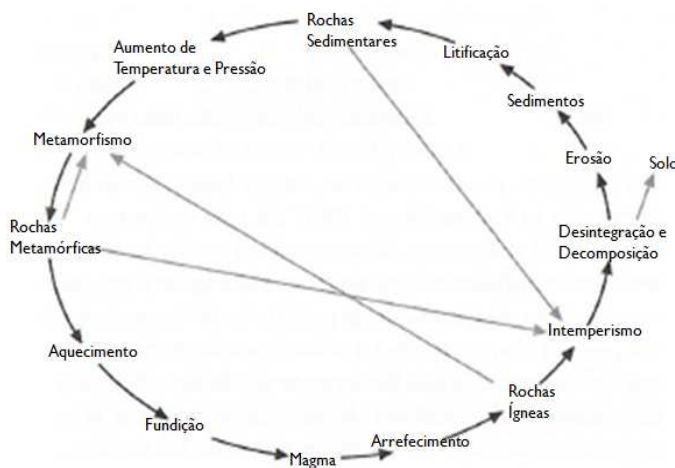
A origem dos metais presentes no solo pode ser dividida em litológica, quando estes são provenientes de fontes geológicas, ou antropogénica, quando estes são adicionados ao solo devido à actividade humana (Muniz & Oliveira-Filho, 2006; Nogueirol, 2008).

Na origem litológica dos metais no ambiente, encontram-se as rochas, os processos na origem da sua formação e a meteorização a que estas se encontram expostas (Siegel, 2002).

A acção dos fenómenos atmosféricos origina a desintegração e decomposição da rocha pré-existente, facilitando a interface da mesma com a atmosfera, a água e os microrganismos (p. ex. bactérias). As rochas possuem na sua constituição minerais reactivos e não reactivos. Os minerais reactivos são decompostos devido à interacção do ácido carbónico formado pela água e pelo dióxido de carbono proveniente da atmosfera e da actividade biológica. Os minerais não reactivos, como por exemplo o quartzo, desintegram-se da massa rochosa na forma de partículas sólidas. Desta forma a acção da meteorização resulta na formação do solo (Siegel, 2002).

Uma parte dos elementos químicos solúveis chega aos ecossistemas aquáticos (águas subterrâneas e águas superficiais), outra, reage formando novos minerais, estáveis, em condições ambientais. A combinação destes novos minerais com as partículas sólidas provenientes da desintegração das rochas encontra-se desta forma na base da formação do solo (Siegel, 2002).

A relação existente entre os diferentes tipos de rochas (rochas ígneas, sedimentares e metamórficas) e os solos, determina o denominado ciclo das rochas, de acordo com a Figura 4.16



**Figura 4.16** – Ciclo das Rochas (Adaptado de Siegel, 2002).

Os níveis naturais de metais no solo dependem do tipo de rocha a partir do qual o solo se desenvolveu e, principalmente, dos constituintes minerais do material de origem, de acordo com a Tabela 4.2.

**Tabela 4.2** – Concentração média natural de metais pesados nos principais tipos de rochas e na solução do solo (Adaptado de Singh & Steinnes, 1994; Nogueirol, 2008).

Elemento	Crosta	Rochas Ígneas			Rochas Sedimentares		Solução do Solo
	Terrestre	Ultramáficas	Máficas	Graníticas	Carbonatos	Arenitos	
		mg.kg <sup>-1</sup>					mmol.L <sup>-1</sup>
As	1,5	1	1,5	1,5	1	1	0,01
Cd	0,1	0,12	0,13	0,009	0,028	0,05	0,04
Co	20	110	35	1	0,1	0,3	0,08
Cr	100	2980	200	4	11	35	0,01
Cu	50	42	90	13	5,5	30	1
Hg	0,05	0,004	0,01	0,08	0,16	0,29	0,005
Ni	80	2000	150	0,5	7	9	0,17
Pb	14	14	3	24	5,7	10	0,005



Se	0,05	0,05	0,13	0,05	0,03	0,01	0,06
Zn	75	58	100	100	20	30	0,08

Desta forma verifica-se que solos originados de rochas básicas, naturalmente mais ricas em metais, apresentam maiores teores desses elementos, quando comparadas com solos formados sobre granitos, gnaisses, arenitos e siltitos. Para além disso, estes solos apresentam ainda uma maior disponibilidade de metais para as plantas (Nogueirol, 2008).

O termo metal pesado é aplicado a um grupo de elementos, incluindo metais e semi-metais, sendo a sua principal característica, a de possuírem peso específico maior do que  $6 \text{ g.cm}^{-3}$ , ou número atómico superior a 20 (Nogueirol, 2008; Tavares, 2009).

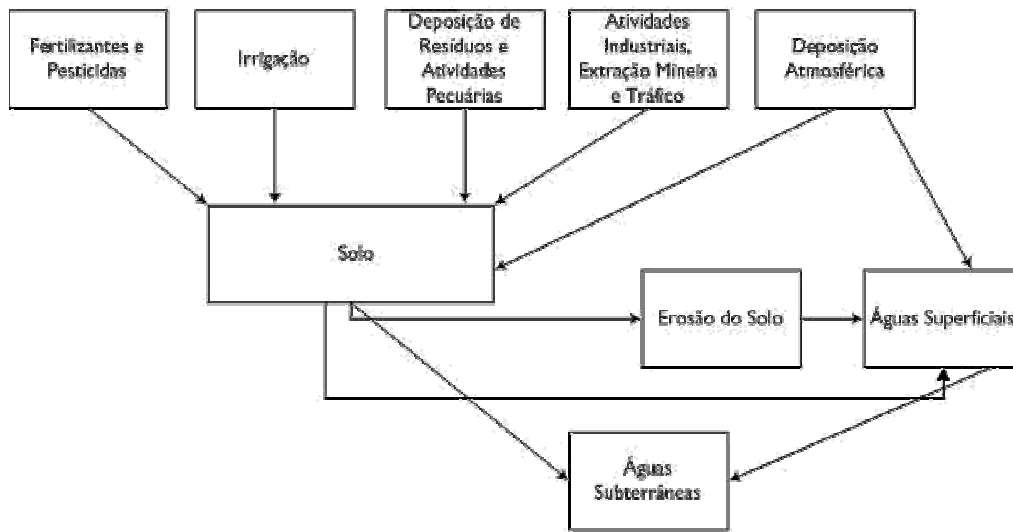
Genericamente atribui-se a denominação de metal pesado a todo e qualquer elemento tóxico às plantas e animais. Esses elementos encontram-se distribuídos por toda a natureza e apresentam uma variedade de papéis nos sistemas biológicos, variando de reguladores de processos biológicos até importantes componentes da estrutura das proteínas. Uma importante característica biológica é que todos esses metais têm potencial para se tornar tóxicos quando alcançam valores acima das concentrações limite. Alguns metais pesados são nutrientes essenciais aos vegetais, e como são absorvidos na nutrição vegetal em pequenas quantidades, são denominados de micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn); outros são benéficos ao crescimento das plantas (Co e Ni); outros não são essenciais ou não apresentam função biológica, e também causam toxicidade em concentrações que excedam a tolerância das plantas não causando deficiência em baixas concentrações como os micronutrientes (As, Cd, Cr, Pb, Hg, Pu, Sb, Ti e U) (Nogueirol, 2008; Tavares, 2009).

A concentração de metais pesados na solução da maioria dos solos é muito baixa, na ordem de 1 a  $1.000 \mu\text{g L}^{-1}$  e, em alguns casos abaixo de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ . Nestas condições, os elementos tendem a ser retidos no solo, principalmente sob a forma não trocável (Nogueirol, 2008).

Esta concentração pode ser afectada por fenómenos naturais como erupções vulcânicas, redistribuição pela acção eólica ou hídrica e por acções antrópicas (Singh & Steinnes, 1994; Siegel, 2002; Nogueirol, 2008).

Algumas actividades antrópicas como a agricultura, a pecuária, a indústria e a extracção mineira, possuem um grande contributo no aumento da concentração de metais pesados no solo e na água (Singh & Steinnes, 1994; Sparks, 1995), como ocorre na área objecto de estudo no presente trabalho.

A Figura 4.17 permite identificar de forma esquemática as fontes antropogénicas de contaminação de solos e águas com metais pesados.



**Figura 4.17** – Fontes antropogénicas de contaminação de solos e águas com metais pesados (Adaptado de Singh & Steinnes, 1994).

Uma situação problemática bastante generalizada, deve-se à aplicação abusiva de fertilizantes e correctivos do solo, com o objectivo de aumentar o rendimento das culturas. Estes compostos contêm metais pesados em concentrações significativas.

A concentração de metais nos fertilizantes depende da concentração desses metais nas rochas fosfatadas que representam a principal fonte dos fertilizantes de fósforo e também do processo de ganho ou perda durante a aplicação desses fertilizantes no solo (Doménech, 1995).

A concentração de Hg e Pb na maior parte das rochas é baixa, no entanto a concentração de elementos como o Ni, Cr e Zn, possui valores significativos (Tabela 4.2).

A média da concentração de metais pesados em fertilizantes de N, P e NPK e em correctivos do solo à base de cal, encontra-se apresentada na Tabela 4.3.

**Tabela 4.3** – Concentrações médias de metais pesados em alguns pesticidas e correctivos à base de cal (Adaptado de Singh & Steinnes, 1994).

Elemento	N	P	NPK	Correctivos à base de cal
	mg.kg <sup>-1</sup>			
As	2,2 - 120	2 - 1200	---	0,1 - 24

Cd	0,05 - 8,5	0,1 - 170	0,1 - 10	0,04 - 0,1
Cr	0,3 - 2,9	66 - 245	20 - 72	10 - 15
Cu	<1 - 15	1 - 300	4 - 38	2 - 125
Hg	0,3 - 2,9	0,01 - 1,2	0,01 - 0,1	0,05
Ni	7 - 34	7 - 38	9 - 20	10 - 20
Pb	2 - 27	7 - 225	10 - 130	20 - 1250
Zn	1 - 42	50 - 1450	22 - 350	10 - 450

Como se pode observar, em alguns dos fertilizantes, a concentração máxima de As, Cd, Cu e Zn é claramente superior aos níveis naturalmente existentes no solo, o que significa que a sua aplicação no solo se irá traduzir numa acumulação de metais em solos cultivados.

Esta situação é particularmente preocupante no caso do cádmio, uma vez que é um dos mais graves contaminantes, face à possibilidade de ocorrência de transferência do solo para a alimentação humana, dada a sua associação a vários perigos para a saúde (Singh & Steinnes, 1994).

A aplicação de fertilizantes, conjuntamente com a deposição atmosférica, resulta na maior forma de entrada de cádmio em solos cultivados.

De acordo com Singh & Steinnes (1994) tendo em consideração os estudos realizados por diversos autores, este elemento pode encontrar-se no solo, após a sua aplicação, durante décadas.

Os pesticidas inorgânicos formam outro grupo de compostos que apresentam maior risco de impacte ambiental, como resultado da sua aplicação no solo em práticas agrícolas. Os pesticidas são compostos químicos utilizados para combater as pragas e distinguem-se em insecticidas, fungicidas, herbicidas, nematocidas, moluscicidas ou rodenticidas, de acordo com o grupo de organismos que pretendem combater (Doménech, 1995; Sparks, 1995).

No entanto, em alguns países, principalmente nos mais desenvolvidos, os pesticidas inorgânicos, foram (e em alguns casos continuam a ser) suplementados com a aplicação de pesticidas orgânicos sintéticos. Alguns casos de contaminação de solos e águas superficiais, devido à persistência de metais existentes nos pesticidas são descritos por Singh & Steinnes (1994) para países como o Canadá, nos casos dos metais Pb e Cu. Os mesmos autores descrevem ainda casos de contaminação do solo e águas superficiais com mercúrio, no caso da aplicação.

A acidez dos solos meteorizados das regiões tropicais húmidas e dos fertilizantes, a produção de agentes quelantes e os baixos valores de pH, contribuem para que o potencial poluidor destes elementos tóxicos seja maior em condições tropicais do que em regiões temperadas.

Em regiões de clima tropical e subtropical húmido, os solos são altamente meteorizados, apresentando elevada acidez e elevado poder tampão, sendo necessária a utilização de doses elevadas de correctivos para diminuir essa acidez, assim como doses elevadas de fertilizantes fosfatados, de forma a garantir a presença de fósforo para a nutrição das plantas (Nogueirol, 2008).

De entre as fontes antropogénicas de contaminação do solo com metais pesados, a água de irrigação contribui significativamente, principalmente se for originária de rios que recebam grande carga poluidora. De acordo com alguns estudos realizados sobre transporte e disponibilidade de metais pesados, o principal meio de transporte de metais são os sedimentos em suspensão (Lacerda & Malm, 2008; Nogueirol, 2008).

A deposição atmosférica torna-se também um aspecto importante a considerar, face à poluição atmosférica originada não apenas pelas indústrias, mas também pelo sector dos transportes e pela queima de combustíveis fósseis. Uma vez arrastados pela precipitação, estes elementos chegam ao solo onde se acumulam, principalmente nas camadas superficiais. Esta situação torna-se bastante evidente em áreas próximas e, em alguns casos bastante abordados pela bibliografia, em zonas bastante distantes de áreas industrializadas (Singh & Steinnes, 1994; Sparks, 1995).

Como resultado das actividades mencionadas na Figura 4.17 e referidas anteriormente, chega ao solo uma variada gama de metais, sendo os principais: o Arsénio (As), o Cádmio (Cd), o Crómio (Cr), o Cobre (Cu), o Mercúrio (Hg), o Manganês (Mn), o Molibdénio (Mo), o Níquel (Ni), o Chumbo (Pb), o Selénio (Se) e o Zinco (Zn) (Doménech, 1995; Sparks, 1995).

A Tabela 4.4 permite relacionar os metais pesados com a sua origem, assim como os seus principais efeitos ao nível dos seres vivos.

**Tabela 4.4** – Origem e principais efeitos dos metais pesados nos seres vivos (Adaptado de Sparks, 1995).

Elemento	Origem	Efeitos
Arsénio	Extracção mineira, pesticidas e resíduos da indústria química	Tóxico e com características carcinogénicas
Cádmio	Efluentes industriais, resíduos da extracção mineira, resíduos da indústria metalúrgica	Alteração da pressão arterial, destruição do tecido testicular e dos glóbulos vermelhos e tóxico para os organismos aquáticos
Berílio	Queima de compostos de carvão, energia	Toxicidade aguda e crónica, carcinogénico

	nuclear e indústria espacial	
Boro	Queima de compostos de carvão e resíduos industriais	Tóxico para algumas plantas
Crómio	Fundições metálicas, normalmente o Cr(VI) encontra-se em águas poluídas	Elemento essencial (tolerância de glucose), na forma de Cr(VI) possui características carcinogénicas
Cobre	Fundições metálicas, resíduos domésticos e industriais, extracção mineira e transformação de metais	Elemento essencial, baixa toxicidade para os animais, tóxico para plantas e algas em níveis moderados
Zinco	Resíduos industriais e fundições metálicas	Elemento essencial em muitas enzimas e tóxico para plantas em níveis elevados
Ferro	Corrosões metálicas, resíduos industriais e drenagem ácida de minas	Elemento essencial (constituente da hemoglobina) não muito tóxico
Chumbo	Actividades industriais, extracção mineira, queima de compostos de carvão e gasolina	Tóxico, pode originar anemia e perturbações do sistema nervoso
Manganês	Extracção mineira, resíduos industriais, drenagem ácida de minas, resultante da acção microbiana sobre minerais de manganês a baixos valores de pH	Não tóxico para animais, tóxico para as plantas em valores elevados
Mercúrio	Resíduos industriais, extracção mineira, pesticidas e queima de compostos de carvão	Toxicidade aguda e crónica
Molibdénio	Resíduos industriais e fontes naturais	Tóxico para animais e essencial para as plantas
Selénio	Fontes geológicas naturais, queima de compostos de carvão	Essencial em baixas concentrações, tóxico em elevadas concentrações, carcinogénico
Prata	Fontes geológicas naturais, extracção mineira, tratamento e desinfecção de águas	Origina descoloração de pele, mucosas e olhos

De acordo com os resultados publicados no Inventário de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas do Estado de Minas Gerais, verifica-se que 6% das áreas inventariadas correspondem a zonas onde se desenvolvem actividades de extracção mineira. De acordo com o mesmo inventário a contaminação originada por “metais, ligas e compostos metálicos” aparece inventariada em quinto lugar (de acordo com a Figura 4.15).

A ocorrência destas situações tem sido largamente estudada por diversos autores (Singh & Steinnes, 1994; Siegel, 2002; Nogueirol, 2008; Borma e Soares, S/data) e tem sido relacionada com a extracção de ouro, carvão, cobre, zinco, ferro e urânio, entre outros metais.

Efectivamente a indústria mineira é considerada a que maior impacte causa na mobilização natural no ciclo de metais no solo (Singh & Steinnes, 1994).

Estes impactes no solo encontram-se intensamente documentados e serão abordados mais à frente nesta dissertação.

Globalmente, estas actividades encontram-se na origem de muitas toneladas de resíduos provenientes da sua laboração, que normalmente ficam armazenados em depósitos ou pilhas, localizados em zonas adjacentes à própria exploração (Siegel, 2002). Uma vez em contacto

com os fenómenos atmosféricos, ocorre a oxidação de minerais sulfuretados, que originam contaminação sob duas formas: 1) através da formação de Drenagem Ácida de Minas (DAM) e 2) através da mobilização de metais para a superfície do solo (Singh & Steinnes, 1994; Siegel, 2002). Esta mobilização de metais encontra-se muitas vezes relacionada com a acção da Drenagem Ácidas de Minas, que actua como agente lixiviante dos minerais presentes nos resíduos, originando um percolato rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico (Borma e Soares, S/data).

Caso os efluentes gerados neste processo atinjam os ecossistemas aquáticos, ocorrerá a contaminação destes meios com metais pesados, tornando-os impróprios para consumo e originando fenómenos adversos nestes ecossistemas.

#### **4.5.2. Comportamento dos metais pesados nos solos**

A concentração natural dos metais pesados potencialmente tóxicos no solo, varia com a composição química do material de origem e com a taxa e tipo de meteorização a que estes se encontram expostos (Tavares, 2009).

Durante a meteorização, ocorrem processos de desintegração física e decomposição química dos minerais, originando a passagem dos metais, do seu material originário para a solução do solo e suspensão nos ecossistemas aquáticos, dependendo a mobilidade do metal, das suas características químicas e das condições climáticas. Os processos químicos de dissolução, hidratação, hidrólise, oxidação e redução, encontram-se extremamente dependentes dos fenómenos atmosféricos (Singh & Steinnes, 1994), existindo uma menor dependência dos processos físicos.

Os metais pesados presentes no solo podem encontrar-se nas seguintes formas (McLean & Bledsoe, 1992; Nascentes, 2006):

- 1) Dissolvidos na solução do solo;
- 2) Adsorvidos eletrostaticamente nos locais de troca (adsorção não específica);
- 3) Incorporados na superfície da fase inorgânica (adsorção específica);
- 4) Associados à fracção insolúvel da matéria orgânica;
- 5) Precipitados no solo;
- 6) Presentes na estrutura de minerais secundários; e/ou
- 7) Presentes na estrutura de minerais primários.

Em situações nas quais os metais tenham sido introduzidos no ambiente devido a acções humanas, a sua presença encontra-se associada às primeiras cinco formas, caso ocorram naturalmente no ambiente, devido à geologia do local, os metais poderão encontrar-se presentes em qualquer uma das sete formas referidas (McLean & Bledsoe, 1992).

A sua mobilidade no solo pode ocorrer tanto, no sentido vertical como no horizontal, podendo provocar contaminação em diferentes compartimentos do solo, dependendo das características ambientais, geoquímica e a fonte do contaminante, que constituem aspectos determinantes da sua biodisponibilidade (Campos, 2010).

De acordo com Campos (2010) a saída destes elementos dos solos, inclui a absorção pelas plantas, as perdas por lixiviação, o escoamento superficial e a emissão de gases. Para cada uma destas situações existem factores que interferem nesse comportamento, uma vez que a absorção de metais por parte da planta se encontra dependente do tipo de solo e das condições climáticas e, a lixiviação de metais pesados e de cationes de troca é influenciada pela textura e mineralogia do solo, especialmente em condições de acidez.

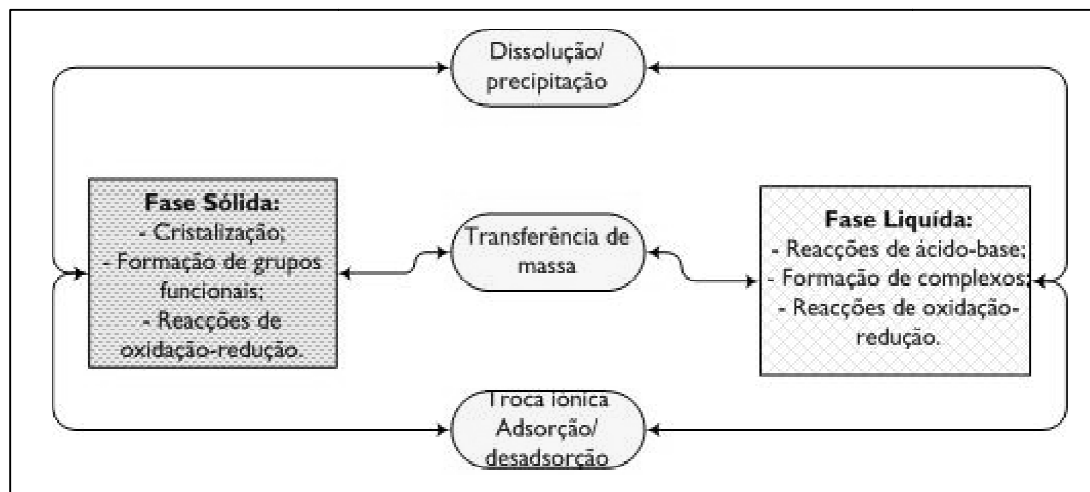
Desta forma, a mobilidade dos metais é, geralmente maior em solos arenosos e ácidos, com baixa capacidade de troca cationica (CTC) e com baixo teor de matéria orgânica e argila (Nascentes, 2006).

Os metais podem formar precipitados de solubilidade variável sob determinadas condições de Eh e pH de uma solução aquosa. Efectivamente, nos solos analisados, verificou-se que os baixos valores de pH mantêm os metais solúveis e favorecem a sua mobilidade, de acordo com Nascentes (2006).

A disponibilidade dos elementos para as plantas e microrganismos depende essencialmente da sua presença na solução do solo. Esta presença é influenciada por: 1) composição do solo, 2) reacção do solo, 3) condições de oxidação-redução e 4) cinética das reacções, que dependem das características do solo e das suas tendências de formar precipitados insolúveis e co-precipitados com outros minerais, formar complexos com a matéria orgânica e absorver minerais (Singh & Steinnes, 1994; Tavares, 2009).

Os metais são incorporados nas várias fracções geoquímicas do solo. Essas formas geoquímicas influenciam a sua solubilidade, a qual afecta directamente a mobilidade. A mobilidade e a retenção de metais pesados no solo dependem de complexas interacções na fase sólida, tanto orgânica como inorgânica (McLean & Bledsoe, 1992; Nascentes, 2006).

A geodisponibilidade dos metais depende dos processos que controlam a sua compartimentação entre as fases sólida e líquida, de acordo com a Figura 4.18.



**Figura 4.18** – Tipos de interações existentes entre as fases, sólida e líquida do solo (Adaptado de Tavares, 2009).

Face às mudanças nos equilíbrios e formas químicas dos metais no solo e à possibilidade de aumento da capacidade de retenção dos poluentes pelo mesmo, os metais poderão ficar disponíveis para lixiviação, especialmente em condições ácidas, podendo vir a atingir as águas subterrâneas e superficiais. De entre as propriedades do solo que influenciam as reações dos metais e a sua mobilidade no solo, incluem-se a superfície específica, a textura, a temperatura, o pH, o potencial redox, a capacidade e o tipo de minerais de argila, o tipo e a quantidade de metais e a competição iónica (McLean & Bledsoe, 1992; Nascentes, 2006; Campos, 2010).

A adsorção de metais na fase aquosa do solo, para a fase sólida e sua consequente desadsorção, é considerada o processo químico mais importante, por afectar a mobilidade e a biodisponibilidade dos metais no solo (Doménech, 1995; Nascentes, 2006).

O pH tem grande influência na adsorção de metais pesados, já que, em conjunto com o potencial redox, determina o equilíbrio entre as formas iónicas e hidrolisadas dos metais (Nascentes, 2006), particularmente no caso do Fe e do Mn, mas também noutros metais como o Cr, Cu, As, Hg e Pb (Singh & Steinnes, 1994).

Os solos possuem, de uma forma geral, grande variedade de locais de adsorção, com diferentes propriedades de ligações e contém grande quantidade de complexos aquosos iónicos e não iónicos capazes de participar na adsorção e nos processos de precipitação de metais (Tavares, 2009; Nascentes, 2006).

Os metais pesados podem ser também retidos no solo por complexação e quelatação da matéria orgânica (McLean & Bledsoe, 1992; Nascentes, 2006).



A capacidade de troca catiónica (CTC) do solo é um dos mais importantes indicadores da capacidade de retenção de metais pesados na fase sólida do solo. Solos que apresentam valores mais elevados de CTC, possuem, geralmente, maior capacidade de adsorção de metais que os que possuem baixa capacidade de troca (Tavares, 2009; Nascentes, 2006).

A adsorção não específica e a adsorção específica, são mecanismos utilizados para descrever a adsorção de metais pesados na superfície das partículas coloidais do solo (Nogueirol, 2008).

Na adsorção não específica, o complexo é considerado de esfera externa, pois existe uma molécula de água entre o grupo funcional de superfície e o ião adsorvido por forças electrostáticas, sendo esta complexação um processo rápido, reversível e influenciado pela força iónica da solução envolvente. Na adsorção específica, o metal é fortemente retido na superfície do mineral, através de uma ligação de forte carácter covalente, que se dá em função da facilidade do ião metálico sofrer hidrólise (Sparks, 1995; Sposito, 2008). Desta forma, a adsorção específica é atribuída a causas não puramente electrostáticas. Este tipo de processo caracteriza-se pela forte retenção de metais pesados em argilas silicatadas do tipo 2:1, como a montmorilonite e a vermiculite, para além dos óxidos, apresentando selectividade para determinados metais (Nascentes, 2006).

Os complexos formados entre metais pesados e a fracção orgânica do solo podem ser solúveis ou não; a solubilidade de tais complexos depende da natureza dos ligantes orgânicos. Os complexos metálicos formados com ácidos fúlvicos, proteínas e aminoácidos livres, são, de uma forma geral solúveis, enquanto os formados com ácidos húmicos são insolúveis. A fracção solúvel da matéria orgânica pode tornar-se insolúvel quando forma complexos com a fracção argila. Ligantes orgânicos e inorgânicos dissolvidos, influenciam o comportamento dos metais pesados no solo (Nogueirol, 2008).

As superfícies das partículas do solo são electricamente carregadas, devido ao excesso ou falta de electrões, e podem actuar como barreiras geoquímicas à evolução da mobilidade dos elementos no solo. Reconhecer as reacções que comandam o comportamento destes metais no solo e, principalmente, os processos que conduzem à sua solubilização e consequente disponibilidade, torna-se importante para avaliar os impactes que estes metais podem provocar no ambiente (Nogueirol, 2008).

### 4.5.3. Influência das actividades mineiras na contaminação dos solos por metais pesados

A extracção mineira é uma de entre outras actividades humanas que têm contribuído nos últimos cem anos para a degradação ambiental, quer no local onde se encontram instaladas, quer, por vezes, na região envolvente (Gonçalves, 2010).

A procura de minério e da sua eventual utilização remonta aos primórdios da existência humana, tendo desempenhado, desde essa altura, um papel essencial na sua sobrevivência, e no seu progresso (Gonçalves, 2010).

É do conhecimento geral que a actividade mineira até há relativamente pouco tempo, foi gerida quase exclusivamente com o objectivo do aproveitamento económico das jazidas, sem mais qualquer tipo de preocupação de cariz ambiental, o que causou e, causa hoje, sérios problemas ambientais associados ao encerramento de minas que, posteriormente, criaram um agravamento do passivo ambiental (Gonçalves, 2010).

No entanto, a exploração mineira e toda a indústria a ela associada conduz, de uma forma geral, à prosperidade da zona envolvente. Muitos são os casos em que as populações mais próximas são beneficiadas, quer devido à criação de novos postos de trabalho, directos e indirectos, quer devido à introdução de novos bens comunitários, como pontos de abastecimento de água, caminhos de acesso, iluminação, etc. (Roque, 2013).

Contudo, a implantação de uma área mineira, num determinado local, encontra-se inevitavelmente, na origem de uma série de impactes negativos, que se fazem sentir a vários níveis, e muitas vezes por longos períodos de tempo (Roque, 2013).

Estes efeitos são geralmente agravados com o abandono das explorações. Efectivamente, os impactes gerados nas áreas mineiras, potenciados em fase de abandono, são de diversos tipos e tendem a ser similares nos vários países com actividade extractiva. Estes impactes são susceptíveis de provocar desde modificações nos regimes de fluxo superficiais e subterrâneos, geração de instabilidade à superfície podendo, neste último caso, ser posta em causa a segurança de pessoas e infraestruturas, a geração de emissões atmosféricas tóxicas e a produção de descargas com potencial químico nocivo no meio natural (Roque, 2013).

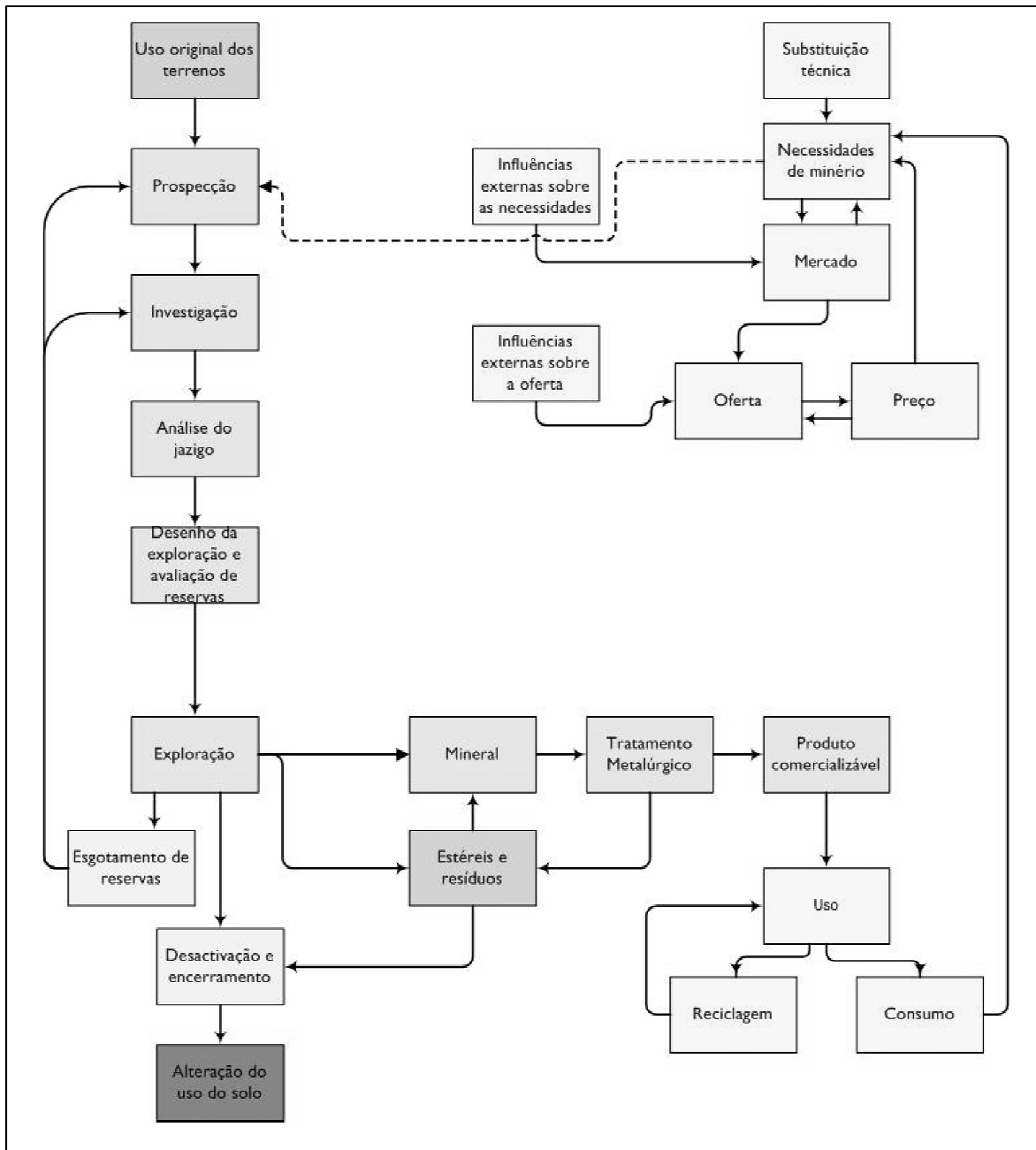
Os impactes mais negativos associados ao sector mineiro têm estado no seio de muitos conflitos sobre o uso de solos e na origem da oposição à exploração mineira por parte dos ambientalistas (Gomes, 1999).

O entendimento da origem dos impactes (ambientais e geotécnicos) associados a áreas mineiras degradadas, requer a compreensão das diferentes fases da actividade mineira, da tipologia e dos volumes de resíduos gerados e das práticas de gestão dessas actividades e desses resíduos. Desta forma estes tópicos serão abordados na presente dissertação, de forma sucinta.

#### **4.5.3.1. Fases da actividade mineira**

Os impactes ambientais mais significativos de uma instalação mineira ocorrem a jusante do desmante, nomeadamente nas operações de tratamento dos minérios e na rejeição dos efluentes e dos resíduos, nos meios receptores naturais. São também estas operações, sobretudo as associadas aos processos de rejeição, que se encontram na origem de alguns dos impactes geotécnicos mais comuns das áreas mineiras (Roque, 2013).

A exploração e o aproveitamento dos recursos minerais, de acordo com uma política global de desenvolvimento industrial sustentável, deverá realizar-se tendo em vista uma série de objectivos que permitam uma gestão das explorações com uma visão sustentável (Gomes, 1999). Desta forma, o modelo de funcionamento do ciclo mineiro pode ser representado de acordo com o esquema da Figura 4.19:



**Figura 4.19** – Modelo de funcionamento do ciclo mineiro (Adaptado de Gomes, 1999).

De acordo com a Figura 4.19, de uma forma genérica a actividade mineira pode ser subdividida em seis fases, nomeadamente (Gomes, 1999; Gonçalves, 2010; Roque, 2013):

- 1) Prospecção;
- 2) Desenvolvimento,
- 3) Extracção;
- 4) Concentração do Minério;
- 5) Processamento metalúrgico e/ou refinamento do minério;
- 6) Desactivação.

Cada uma destas fases será seguidamente resumida, sendo indicada a sua importância relativamente aos impactes potencialmente associados a cada uma.

- 1) Fase de Prospecção: A prospecção corresponde à primeira fase da actividade mineira e tem como objectivo o estudo do local no sentido de avaliar a sua potencialidade como área mineira economicamente viável.

Esta fase envolve o reconhecimento do local e a realização de trabalhos de prospecção, incluindo prospecção geofísica (por exemplo refração sísmica, gravimetria, resistividade eléctrica, magnética e georradar), abertura de poços e de valas de reconhecimento, sondagens mecânicas, análises geoquímicas, detecção remota, entre outros. À realização destes trabalhos encontra-se associada a criação de acessos.

Em termos de impactes associados, nesta fase são afectados, essencialmente, os terrenos superficiais envolvidos nas actividades de prospecção. Nesta fase, a instabilidade dos terrenos superficiais é/pode ser bastante significativa (Gomes, 1999; Roque, 2013).

- 2) Fase de Desenvolvimento: Esta fase envolve a realização de diversas tarefas, designadamente estudos para avaliar/analisar a jazida a explorar e para seleccionar o método de desmonte que melhor se adequa; a realização do projecto da mina e das respectivas estruturas de controlo ambiental; a realização de estudos de impacte ambiental<sup>4</sup>; e a construção das infraestruturas necessárias ao funcionamento da mina (Gomes, 1999; Roque, 2013).

Nesta fase a perturbação dos terrenos é significativa, assim como a produção de resíduos associados à fase de obra (criação de acessos, edificações, etc.). É de extrema importância que desde o início desta etapa sejam implementados planos de protecção do ambiente (Roque, 2013).

- 3) Fase de Exploração: Esta fase corresponde à remoção do minério da jazida e engloba uma primeira etapa de rejeição do material, economicamente inviável, no sentido de facilitar o transporte de minério para o local onde se procederá à sua concentração e processamento (Roque, 2013).

---

<sup>4</sup> No Brasil, o Estudo de Impacte Ambiental (EIA) é exigido para o Licenciamento Ambiental de qualquer actividade de aproveitamento de recursos minerais. A sua definição, normas, critérios básicos e directrizes de implementação, encontram-se estabelecidos na Resolução do CONAMA n.º. 1/86. A exigência do EIA aplica-se aos empreendimentos mineiros de toda e qualquer substância mineral, no entanto, para substâncias minerais de uso imediato na construção civil e, em função das características do empreendimento, poderá ser dispensada a apresentação de EIA. Nesta situação, a empresa de exploração mineira deverá apresentar o Relatório de Controlo Ambiental (RCA), em conformidade com as directrizes do órgão ambiental estadual competente (Farias, 2002); Em Portugal a obrigatoriedade da realização de estudos ambientais no contexto da actividade mineira é um tema muito recente e em fase precoce de desenvolvimento (Roque, 2013).

O conjunto de operações realizadas com vista à extracção de minério de depósito mineral denomina-se de lavra, sendo o depósito mineral em lavra, denominado de mina. Esta designação é utilizada mesmo que a extracção tenha sido suspensa (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

Existem diversos métodos de extracção ou de desmonte de minério, aos quais se associam diferentes tipos de lavra (a céu-aberto, subterrâneas, mistas, etc.). A selecção dos métodos a utilizar é fundamentada de acordo com diversos critérios, nomeadamente a tipologia física dos jazigos (filões, maciços, aluvionares, etc.) teor em minério e profundidade a que se encontram (Roque, 2013).

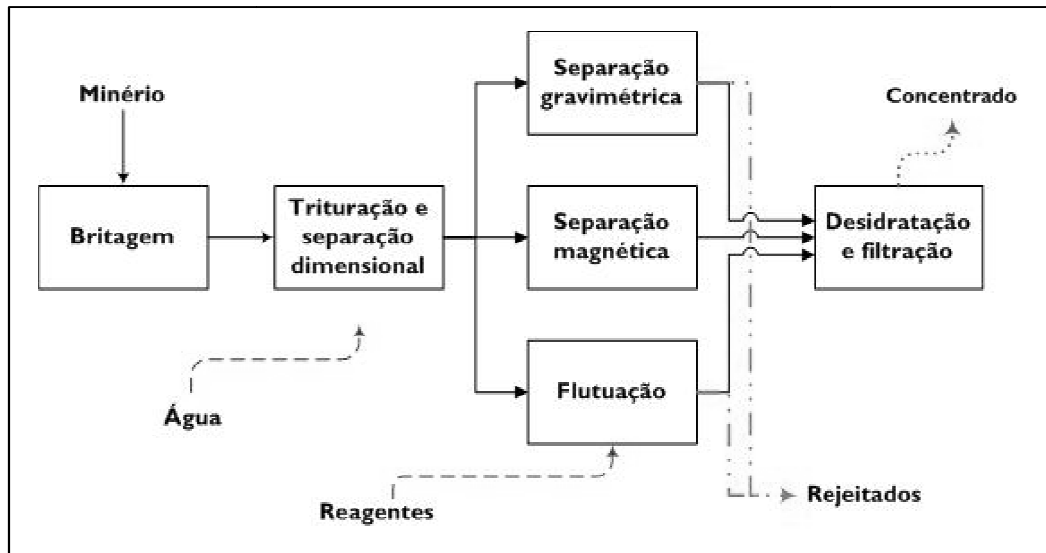
Em termos de impactes gerados nesta fase, estes correspondem, essencialmente, a distúrbios de terreno superficiais, à produção de grandes volumes de resíduos, à dispersão de partículas novas com repercussões na atmosfera e na hidrosfera e à geração de drenagem de má qualidade ambiental (Roque, 2013).

No caso de grandes áreas de exploração, os impactes referidos podem estender-se para áreas mais ou menos alargadas em redor das explorações (Roque, 2013).

Durante a exploração, com o avanço dos desmontes, quer se trate de minas a céu-aberto ou subterrâneas, criam-se, também, condições desfavoráveis à estabilidade dos terrenos superficiais e/ou em profundidade, que podem conduzir à ocorrência de situações de instabilidade geotécnica (Gomes, 1999; Roque, 2013).

- 4) Fase de Concentração do Minério: Nesta fase os minérios são extraídos dos respectivos jazigos, mesmo após a primeira etapa de rejeição de materiais indesejados decorrida durante a fase de exploração, encontram-se geralmente, carregados de impurezas e de substâncias economicamente inviáveis. Deste modo, o seu processamento metalúrgico revela-se demasiado dispendioso e complexo, pelo que se recorre, de forma comum, a um procedimento intermédio, designado por fase de concentração de minério (Roque, 2013).

A fase da concentração de minério é, de uma forma geral, constituída por três etapas: preparação, concentração e desidratação, de acordo com o esquema apresentado na Figura 4.20:



**Figura 4.20** – Diagrama ilustrativo das etapas que constituem a fase de concentração do minério (Adaptado de Roque, 2013).

A concentração de minério corresponde ao conjunto de processos que permite a preparação dos minérios para as fases subsequentes de fundição, lixiviação e refinação e serve para remover os constituintes indesejados e/ou alterar algumas das suas características físicas, tais como a dimensão das partículas e o teor de água (Roque, 2013).

Ao nível dos impactes, os maiores problemas prendem-se com a libertação para a atmosfera de partículas finas e nocivas em termos de toxicidade e a sua deposição nos solos e nos sedimentos, durante as etapas de preparação do minério. Como impactes dos métodos de concentração, especificamente o de flutuação, em que é utilizada água e produtos químicos, verifica-se a geração de águas de qualidade reduzida carregadas de elementos nocivos (Roque, 2013).

Um outro problema de grande relevância que resulta das diversas actividades integradas nesta fase é a grande quantidade de resíduos gerados e que são acumulados em pilhas de resíduos. Estas pilhas, vulgarmente designadas por escombrelas, vão aumentando de volume ao longo do tempo (Roque, 2013). Muitas vezes, a acumulação destas pilhas de resíduos estéreis é efectuada em terrenos férteis, que são desta forma destruídos, sendo este processo acompanhado por modificações topográficas e da cobertura vegetal, o que origina impactes visuais negativos (Gomes, 1999).

Como são construídas por materiais soltos, conferem um grau elevado de instabilidade à área circundante (Gomes, 1999) tornando-se vulneráveis à erosão hídrica e eólica e, ainda, a problemas de instabilidade geotécnica (Roque, 2013).

- 5) **Processamento metalúrgico e/ou refinamento de minério:** Nesta fase, os minérios que seguem da fase de concentração, ou directamente da extracção no caso de não necessitarem deste procedimento, passam a sofrer uma série de tratamentos que na maioria das situações envolvem a alteração das suas características químicas (Roque, 2013).

Estes tratamentos inserem-se na fase de processamento metalúrgico e/ou refinamento e promovem, salvo raras excepções, a quebra de ligações químicas nos minerais que constituem os minérios de forma a separar o metal do respectivo sulfureto, óxido, silicatos, carbonato, ou outro composto (Roque, 2013).

Os impactes mais significativos desta fase relacionam-se com as emissões atmosféricas, em particular as resultantes da pirometalurgia, em que há libertação de dióxido de enxofre que promove a ocorrência de deposições ácidas e, tal como na fase de concentração de minério ocorrem também nesta fase problemas associados à geração de drenagem ácidas e à produção de resíduos (Roque, 2013).

- 6) **Desactivação:** Depois de finalizar a vida produtiva das explorações colocar-se-á em marcha um plano de abandono e encerramento das mesmas (Gomes, 1999).

Até há pouco tempo, após o fim da actividade, as minas eram deixadas ao abandono sem quaisquer cuidados de manutenção, pelo que os impactes ambientais e de estabilidade geotécnica se agravavam de forma acelerada (Roque, 2013).

Actualmente, a consciencialização dos problemas que podem advir de áreas mineiras degradadas, as preocupações com o ambiente e a cada vez mais instituída política de desenvolvimento sustentável, tem conduzido a progressos nas acções a tomar no período pós-encerramento das minas (Roque, 2013).

È neste, cada vez mais actual, contexto de fecho de mina que a fase de desactivação se enquadra (Roque, 2013).

Desta forma, o Plano de Desactivação das explorações, deverá incluir, desde o desmantelamento e demolição das instalações que já não são necessárias, assim como o acondicionamento das zonas de deposição de resíduos, com vista a eliminar possíveis fontes de contaminação de águas, risco de acidentes, etc. (Gomes, 1999).

Nesta etapa final realizar-se-ão os últimos trabalhos de recuperação e iniciam-se os trabalhos de monitorização e controlo da fase de encerramento (Gomes, 1999).



#### 4.5.3.2. Produção de Resíduos na Exploração Mineira

Os resíduos sólidos gerados nas operações de lavra e processamento de minerais, podem ser classificados como estéreis e rejeitos.

Os estéreis são materiais de cobertura, camadas estéreis ou circundantes de mineral de interesse, extraídos fisicamente através do uso de explosivos ou máquinas de escavação e, muitas vezes dispostos em pilhas, sem estruturas de contenção. As pilhas destes resíduos são de uma forma geral de granulometria variada e, na ausência de compactação, apresentam elevada porosidade, o que facilita a penetração de oxigénio e de águas pluviais no seu interior.

Rejeitos são resíduos sólidos resultantes das fases de concentração do minério e do processo metalúrgico e/ou de refinamento do minério. Uma vez que estas implicam a classificação e alteração química do minério, os rejeitos representam distribuição granulométrica pouco dispersa e de uma forma geral, mais fina que os estéreis. Estes resíduos são frequentemente depositados em áreas confinadas (barragens ou bacias) dotadas de estruturas de contenção (Borma & Soares, S/data).

Os minerais sulfuretados são a maior fonte de metais, com particular destaque para os minérios ricos em Cu, Pb, Zn, Au, Ni, U e Fe. Os minérios fosfatados, os carvões, o petróleo e as areias minerais são, também, ricos em sulfuretos (Roque, 2012; Roque, 2013).

A exploração destes materiais obriga à exposição dos sulfuretos (estáveis em condições redutoras) a ambientes aeróbios, quer devido às próprias acções de desmonte, quer devido à sua acumulação, em concentrações mais ou menos elevadas, nos depósitos de resíduos superficiais (Jambor, 2003; Roque, 2012; Roque, 2013).

O rebaixamento do lençol de água em minas superficiais e subterrâneas possui um efeito semelhante, uma vez que expõe à penetração de oxigénio áreas que inicialmente se encontravam inundadas (Borma & Soares, S/data).

Quando os sulfuretos são expostos a ambientes oxigenados, como o ar ou a água, tornam-se quimicamente instáveis e ocorrem reacções químicas que promovem a sua oxidação e a consequente geração de águas ácidas e carregadas de metais e de metalóides (Roque, 2013).

Esta reacção é inicialmente uma reacção de cinética lenta, no entanto, não é a única condição necessária à formação de drenagens ácidas (Borma & Soares, S/data).

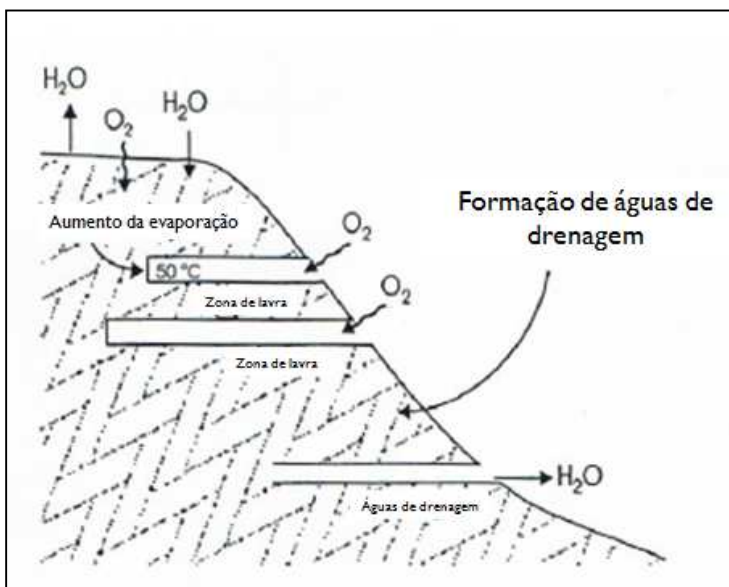
O ácido produzido durante a oxidação pode ser consumido em reacções com outros componentes naturais eventualmente presentes nos resíduos tais como, carbonatos e aluminossilicatos, diminuindo o seu efeito poluente no meio. A matéria orgânica eventualmente

presente nos estéreis e rejeitos da exploração, possui também um potencial para retardar a formação das drenagens ácidas, uma vez que, para além de competir com os sulfuretos pelo consumo de oxigénio, ao sofrer oxidação, ocorre a formação de dióxido de carbono, que substitui o oxigénio nos poros dos resíduos. A reduzida precipitação é também um factor inibidor da formação de drenagens ácidas (Borma & Soares, S/data).

De acordo com os mesmos autores, a drenagem ácida de minas ocorre de forma significativa quando se encontram satisfeitas, em simultâneo, as seguintes condições:

- 1) Os resíduos contêm sulfuretos em quantidade suficiente para reagir química e biologicamente, gerando ácido em grandes volume a uma velocidade maior do que aquela, pela qual pode ser neutralizado, pelos elementos alcalinos do meio;
- 2) As propriedades físicas dos resíduos permitem a infiltração de água e oxigénio, em quantidades para promover a ocorrência de reacções químicas e biológicas;
- 3) O clima é húmido o suficiente de forma e permitir que ocorra infiltração de água e percolação através do resíduo e/ou o resíduo está localizado em área exposta às águas que o atravessam, permitindo o transporte da drenagem ácida para o ambiente.

Em minas com processos de extracção a céu-aberto, como as frequentemente existentes no Estado de Minas Gerais, esta situação pode ser agravada, uma vez que podem contribuir para a formação de drenagens ácidas, não apenas nas áreas de deposição de resíduos, como também na zona de lavra da própria exploração, de acordo com o ilustrado na Figura 4.21 (Ptacek & Blowes, 2003).

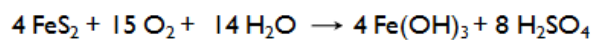


**Figura 4.21** – Diagrama esquemático que ilustra o processo de formação de drenagens mineiras em zonas de deposição de estéreis ou em zonas de lavra de minas a céu-aberto (Adaptado de Ptacek & Blowes, 2003).

Neste contexto, a pirite ( $\text{FeS}_2$ ) corresponde à fase mineral sulfuretada mais comum que constitui a generalidade dos minérios e, desta forma, a sua oxidação encontra-se na origem dos mais graves impactos ambientais registados em áreas mineiras degradadas (Borma & Soares, S/data; Roque, 2013).

De uma forma simplificada a oxidação da pirite pode ocorrer na presença de microrganismos, tais como bactérias, sendo esta reacção designada por oxidação biótica, ou na sua ausência, designando-se por oxidação abiótica. Ambos os processos podem ser causados por acção do oxigénio (oxidação directa), ou por acção do oxigénio na presença de ferro (bi ou trivalente) (oxidação indirecta) (Borma & Soares, S/data; Jambor, 2003; Pateck & Blowes, 2003; Roque, 2013).

O processo de oxidação da pirite pode ser, de forma simplificada, descrito através da seguinte reacção química:



Na realidade, a oxidação da pirite é um processo que ocorre em várias fases, algumas das quais em simultâneo, dependendo do tempo de exposição do mineral ao oxigénio atmosférico, dos processos microbiológicos e das condições predominantes na zona de lavra ou na superfície da pilha de resíduos (Borma & Soares, S/data; Jambor, 2003; Pateck & Blowes, 2003; Roque, 2013).

As fases que permitem descrever o processo de oxidação da pirite são as seguintes (Borma & Soares, S/data):

- 1) Oxidação directa da pirite através da presença de oxigénio e água: a velocidade da reacção encontra-se dependente da superfície da pirite exposta ao oxigénio, da concentração de oxigénio existente no meio e da temperatura:



- 2) Oxidação indirecta da pirite através da oxidação do ião ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) para férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ): a reacção é considerada uma reacção rápida desde que exista  $\text{Fe}^{3+}$  em concentração suficiente para que ela ocorra:



À medida que o  $\text{Fe}^{3+}$  presente é consumido, a velocidade da reacção decresce e torna-se dependente da velocidade de produção deste ião:



- 3) A cinética de oxidação do ião ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) para férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ), para além de dependente do pH, encontra-se também dependente da acção bacteriana, em especial das bactérias do tipo *Acidithiobacillus Ferrooxidans*. Para valores de pH superiores a 4, a velocidade de oxidação do  $\text{Fe}^{2+}$  aumenta rapidamente com o aumento do pH. No entanto, nestas condições o  $\text{Fe}^{3+}$  não se encontrará disponível para oxidação da pirite, precipitando como hidróxido férrico ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ). Para valores de pH inferiores a 4,5, a velocidade de oxidação do ião ferroso, torna-se mais lenta:



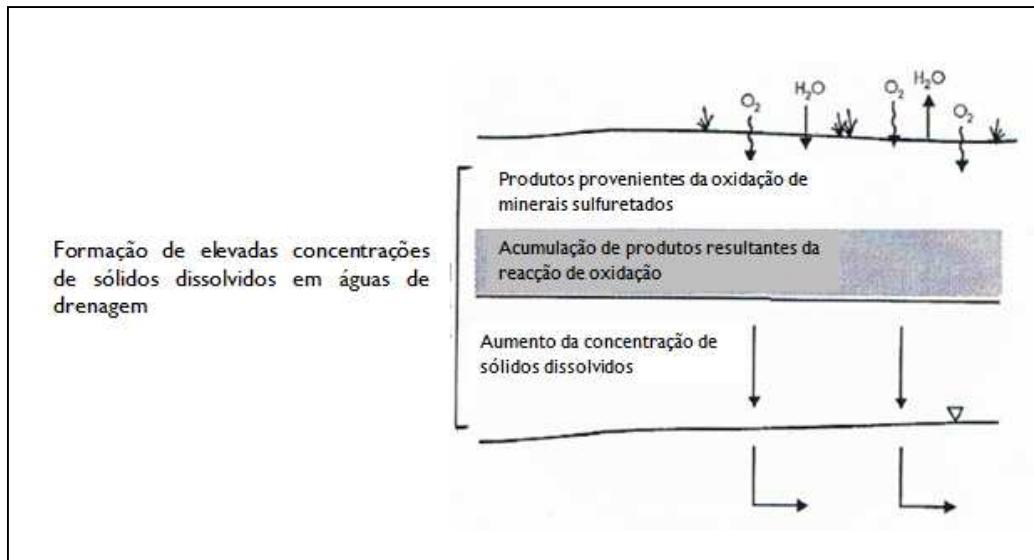
A acção das bactérias *Thiobacillus Ferrooxidans* pode promover uma aceleração da produção de  $\text{Fe}^{3+}$ , cinco vezes superior, relativamente aos sistemas puramente abióticos. No entanto, este efeito apenas é observado para valores baixos de pH.

A presença de outras fases sulfuretadas como a blenda ( $\text{ZnS}$ ), a galena ( $\text{PbS}$ ), a calcopirite ( $\text{CuFeS}_2$ ), a pirrotite ( $\text{Fe}_7\text{S}_8$ ) e a arsenopirite ( $\text{FeAsS}$ ) é também comum nos resíduos mineiros, pelo que a sua oxidação também conduz a problemas ambientais, a partir da ocorrência de drenagens ácidas (Jambor, 2003; Roque, 2013).

Desta forma, de acordo com Pateck & Blowes (2003) muitos outros minerais sulfuretados, ou outros, que possam oxidar-se ou dissolver-se devido à acção das drenagens ácidas, promovem o aumento de elevadas concentrações de sólidos dissolvidos nas águas de drenagem mineiras.

A concentração destas drenagens de águas provenientes da exploração mineira é bastante variável, no entanto, em locais com abundância de minerais sulfuretados e onde existe uma elevada evaporação, como no caso do Brasil, a oxidação destes minerais, encontra-se na origem de drenagens extremamente concentradas, contendo excesso de sólidos em solução.

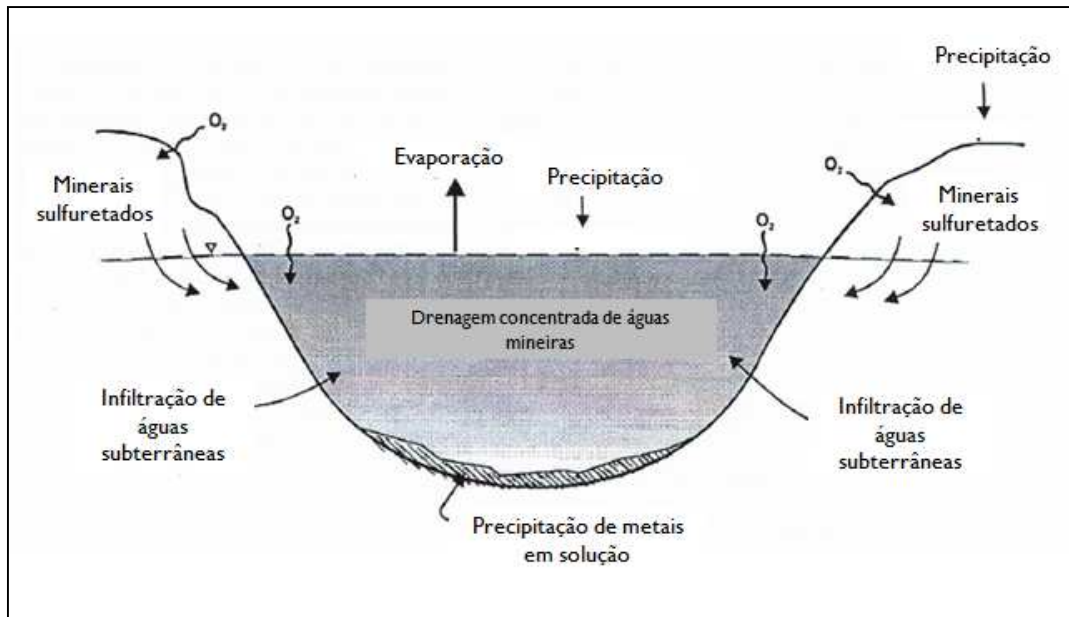
A dissolução destes minerais ocorre em zonas próximas, às quais se verifica uma oxidação activa, devido à presença de oxigénio e água, de acordo com o esquema representado na Figura 4.22.



**Figura 4.22** – Diagrama esquemático que ilustra as transformações físicas e geoquímicas que se encontram na origem da formação de elevadas concentrações de sólidos dissolvidos em águas de drenagem de minas (Adaptado de Pateck & Blowes, 2003).

As reacções que se encontram na origem da oxidação dos minerais sulfuretados e de outros metais que possam encontrar-se expostos na zona de lavra ou nos depósitos de resíduos, são reacções exotérmicas. Os impactes produzidos por este processo de formação de drenagens de águas de zonas mineiras agrava-se em zonas áridas, devido às elevadas taxas de evaporação que nelas se fazem sentir.

A forte precipitação que se possa fazer sentir em algumas épocas do ano, promove, quer a infiltração, quer o processo de formação de escorrências superficiais, que podem atingir ecossistemas aquáticos, aumentando a concentração destes metais dissolvidos, nestes ecossistemas, onde alguns, como é o caso do mercúrio, do arsénio e do ferro, podem precipitar, ficando retidos nos sedimentos, de acordo com o apresentado na Figura 4.23 (Smith & Beckie, 2003; Pateck & Blowes, 2003).



**Figura 4.23** – Diagrama esquemático onde se ilustra os impactes causados nos ecossistemas aquáticos, devido à acção de drenagens mineiras concentradas. Este esquema demonstra a forma como a evaporação promove o aumento da concentração das espécies dissolvidas e a sua posterior precipitação (Adaptado de Pateck & Blowes, 2003).

#### 4.5.3.3. Exploração Mineira e os principais impactes no Brasil

A exploração mineira é um dos sectores básicos da economia do Brasil, sendo vista como contribuindo de forma decisiva para o bem-estar e a melhoria da qualidade de vida das gerações presentes e futuras, sendo considerada fundamental, para o desenvolvimento da sociedade, desde que seja explorada respeitando os princípios do desenvolvimento sustentável (Farias, 2012).

A história do Brasil tem íntima relação com a procura e o aproveitamento dos seus recursos minerais que sempre contribuíram como importantes incentivos para a economia nacional, fazendo parte da ocupação territorial e da história nacional.

O subsolo brasileiro possui importantes depósitos minerais. Parte destas reservas são consideradas expressivas quando relacionadas mundialmente. O Brasil possui cerca de 70 substâncias, sendo 21 dos grupos de minerais metálicos, 45 dos não metálicos e 4 dos energéticos. Em termos de participação no mercado mundial no ano 2000, ressalta-se a posição do nióbio (92%), minério de ferro (20%, sendo o Brasil o segundo maior produtor mundial), tantalite (22%), manganês (19%), alumínio e amianto (11%), grafite (19%), magnesite

(9%), caulino (8%) e, ainda, rochas ornamentais, talco e vermiculite, com cerca de 5% (Farias, 2012).

O perfil do sector mineiro brasileiro é constituído por 95% de pequenas e médias explorações. De acordo com dados publicados na *Revista Minérios e Minerale*s, em 1999, as minas no Brasil estão distribuídas regionalmente com 4% no norte, 8% no centro oeste, 13% no nordeste, 21% no sul e 54% no sudeste. No entanto, a contabilização de empreendimentos de pequeno porte, é bastante complexa, uma vez que um grande número de empresas, não se encontra licenciado, distorcendo as estatísticas (Farias, 2012).

No Brasil os principais problemas resultantes da exploração mineira são, a poluição da água, a poluição do ar, a poluição sonora e a contaminação do solo. De uma forma geral, as actividades mineiras encontram-se na origem de efeitos não desejados como, alterações ambientais, conflitos de uso do solo, áreas degradadas e transtornos no tráfego urbano.

Seguidamente apresenta-se uma síntese dos principais impactes ambientais da produção brasileira das seguintes substâncias minerais: ferro, ouro, chumbo, zinco e prata, carvão, agregados para construção civil, gipsite e cassiterite (Tabela 4.5).

**Tabela 4.5** – Principais impactes ambientais da extracção mineira no Brasil (Farias, 2012).

Substância Mineral	Estado	Principais Impactes
Ferro	Minas Gerais	Devido a antigas barragens de contenção de efluentes verifica-se poluição de águas superficiais.
Ouro	Pará	Verificou-se a utilização de mercúrio na concentração de ouro de forma inadequada, provocando aumento de turbidez na água principalmente na região de Tapajós
	Minas Gerais	Verificaram-se rejeitos ricos em arsénio, provocando aumento de turbidez na água.
	Mato Grosso	Verificou-se emissão de mercúrio na queima de amálgama
Chumbo, Zinco e Prata	São Paulo	Verificaram-se rejeitos ricos em arsénio
Zinco	Rio de Janeiro	Verificou-se uma bacia contendo rejeitos de uma antiga metalúrgica, em mau estado de conservação
Chumbo	Bahia	Verificaram-se rejeitos ricos em arsénio
Carvão	Santa Catarina	Verificou-se a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, devido à drenagem ácida proveniente de antigos depósitos de rejeito
Agregados para a	Rio de Janeiro	Produção de areia em Itaguaí/Seropédica: verificou-se contaminação

construção civil		de lençol freático e comprometimento de usos futuros da terra, devido à criação desordenada de áreas alagadas
	São Paulo	Produção de areia no Vale do Paraíba, causando destruição da mata ciliar, aumento de turbidez, conflitos com uso e ocupação do solo, acidentes rodoviários devido ao transporte dos materiais
	Rio de Janeiro e São Paulo	Produção de brita nas Regiões Metropolitanas do Rio de Janeiro e São Paulo, causando aumento de ruído e vibrações, emissões atmosféricas de poeiras, aumento de tráfego rodoviário e conflitos com uso e ocupação do solo
Calcário	Minas Gerais e São Paulo	Extracção mineira em áreas de cavernas causando impactes no património espeleológico
Gipsite	Pernambuco	Desflorestação da região do Araripe, devido à utilização de lenha nos fornos de queima da gipsite
Cassiterita	Rondônia e Amazonas	Verificou-se destruição da floresta e de leitos de rios

Muitas das situações identificadas, localizam-se junto às grandes metrópoles brasileiras, onde é comum a existência de enormes áreas degradadas, resultantes de actividades de extracção de metais. Essas actividades são desenvolvidas a céu-aberto e, na maioria das vezes, propiciam a acção de processos erosivos, pois não obedecem a um planeamento da lavra adequado. A degradação da área é uma consequência inerente ao processo de extracção mineira. A intensidade da degradação depende do volume, do tipo de metodologia utilizada na lavra e dos rejeitos produzidos (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

Estes impactes da extracção mineira em áreas urbanas, possuem especial importância, uma vez que o elevado grau de ocupação urbana estará na origem do seu agravamento, face à proximidade entre as áreas mineiras e as áreas habitadas (Farias, 2012).

Em algumas situações de extracção dos minérios referidos, ocorre a produção de rejeitos líquidos, que afectam as águas superficiais, e de sólidos, sendo estes de uma forma geral enterrados. Estes rejeitos podem conter, além de outros contaminantes, concentrações de metais, como cádmio (Cd), acima do permitido pela legislação. Os reflexos desta contaminação, ultrapassam frequentemente os limites das áreas de trabalho, atingindo a topografia, a flora, a fauna, além do sistema hídrico e morfofisiológico do solo (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).



No caso da contaminação por mercúrio (Hg), a actividade garimpeira de ouro é bastante significativa, pois é uma das mais antigas de que se tem conhecimento.

A utilização de mercúrio para a exploração do ouro é conhecida como *processo de pátio*, onde as partículas mais pesadas do sedimento (normalmente aluviões de pequenos rios) são separados com a *batéia* (espécie de bacia cónica) e é então acrescentado o mercúrio, que se fixa às partículas de ouro, formando um aglomerado (*amálgama*) que é facilmente separado. O *amálgama* é seguidamente queimado com maçaricos em panelas ou frigideiras, originando a volatilização do mercúrio, ficando apenas na amálgama as partículas de ouro (Wasserman, et al. 2001). Esta actividade encontra-se retratada na Figura 4.24.



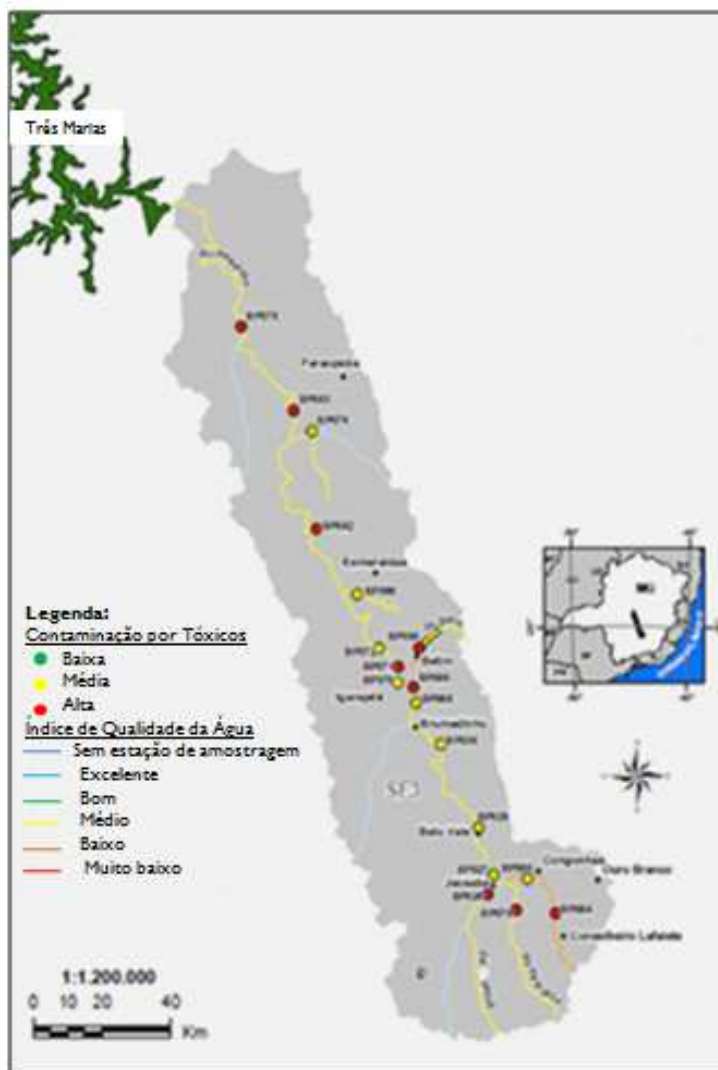
**Figura 4.24** – Garimpeiros no Rio Juma (Amazónia) (Lacerda & Malm, 2008)

Os impactes causados pela exploração de minérios de ferro foram avaliados em minas localizadas em Minas Gerais. Os resultados indicaram que o resíduo acumulado tem capacidade de retenção de crómio (Cr) e que os sedimentos acumulados, formados principalmente pelo mineral goethite, funcionam na retenção de metais pesados e diminuem a dispersão do poluente (Muniz & Oluveira-Filho, 2006).

Os impactes causados pela exploração mineira na BH do Rio Paraopeba foram também identificados no Relatório de Monitorização das Águas Superficiais da Bacia do Rio de São Francisco – Sub-bacia do Rio Paraopeba (IGAM, 2002). O referido relatório refere a identificação, nos ecossistemas aquáticos, de valores de metais superiores aos definidos no limite estabelecido pela legislação, em todo o estado de Minas Gerais. De entre os parâmetros não conformes, que apresentam maior concentração, encontram-se o alumínio e o manganês.

O manganês, o ferro e o alumínio são considerados importantes constituintes dos solos (substratos) do estado de Minas Gerais, sendo portanto considerados constituintes naturais das águas que drenam o território mineiro. No entanto, a ocorrência destes elementos em teores extremamente elevados, encontra-se de acordo com o mesmo documento, relacionado com a existência de actividades de metalurgia, exploração mineira ou de mobilizações de terrenos, sem os procedimentos adequados para a preservação da integridade dos ecossistemas aquáticos ou conservação do solo.

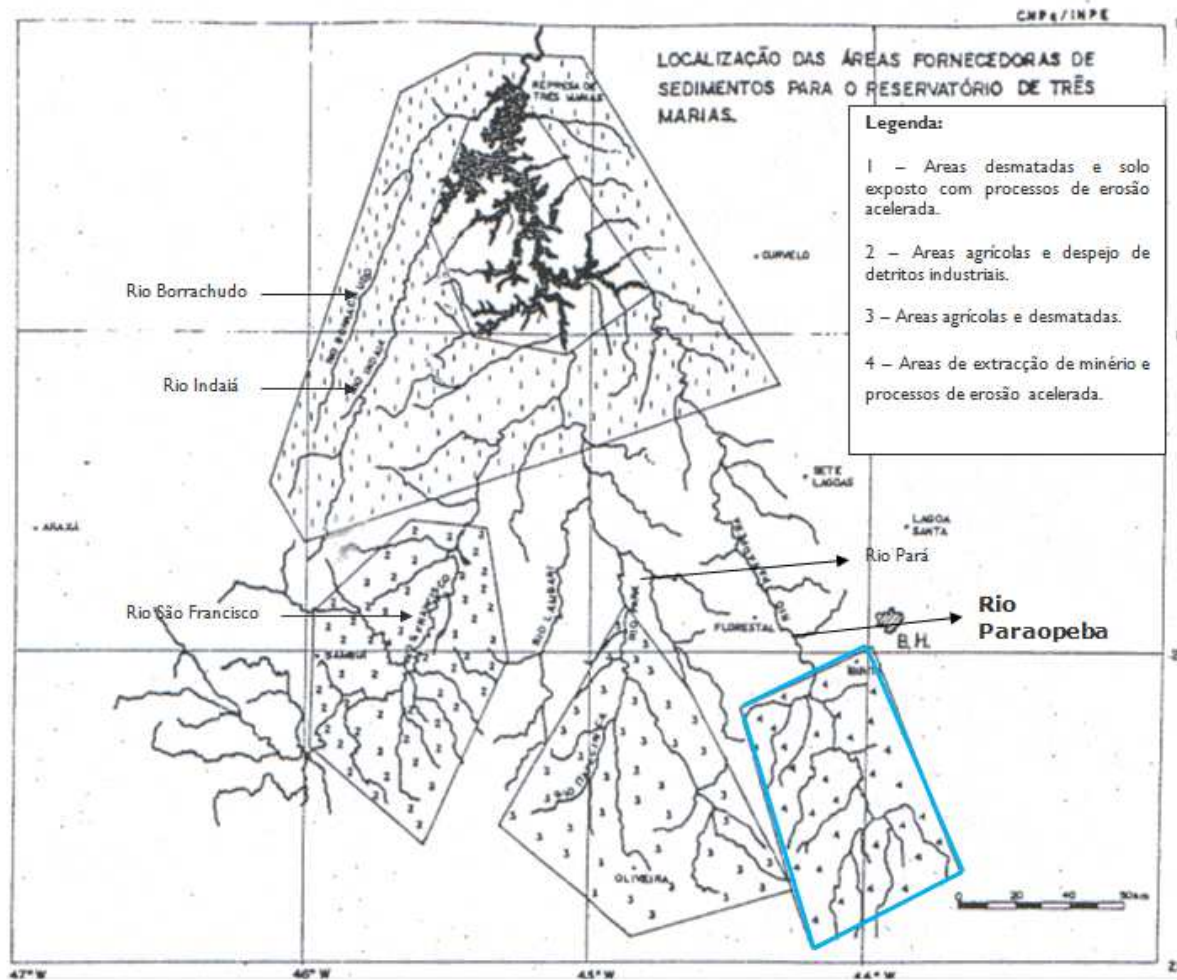
No mesmo relatório, como consequência da exploração de areia e ardósia no baixo curso do Rio Paraopeba, das indústrias siderúrgicas nas sub-bacias dos rios Maranhão e Betim, da exploração de minério de ferro e manganês que ocorre na região do Quadrilátero Ferrífero, nas sub-bacias do Rio Maranhão, Ribeirões Contendas e Barra e, da horticultura existente nas sub-bacias do Rio Manso e de Ribeirão Sarzedo e no alto curso do Rio Paraopeba, verificou-se, no ano de 2001, uma elevada contaminação com produtos tóxicos nesta bacia (Figura 4.25).



**Figura 4.25** – Qualidade das Águas Superficiais no ano de 2001 - Bacia do Rio São Francisco – Sub-bacia do Rio Paraopeba (IGAM, 2002).

O mesmo relatório aponta ainda como consequência da actividades mineiras que se fazem sentir na BH do Rio Paraopeba, um aumento de ferro solúvel, de manganês, uma elevada turbidez e uma concentração elevada de sólidos suspensos totais.

Tendo em consideração estes resultados e, de acordo com alguns estudos realizados (Bezerra, 1987; Simões, 2007) o Rio Paraopeba é considerado como um dos principais contribuintes pela entrada de sedimentos na Barragem de Três Marias, como se pode verificar na Figura 4.26.



**Figura 4.26** – Localização das áreas fornecedoras de sedimento para a barragem de Três Marias (Simões, 2007).

Os impactes no solo, resultantes de operações mineiras, reflectem-se essencialmente na sua contaminação e na perda da qualidade de solo arável. De uma forma geral, os estudos que abordam a questão da contaminação de solos por elementos químicos referem-se apenas às concentrações totais destes elementos. Esta é considerada por alguns autores (Wasserman & Wasserman, 2008; Favas, 2011) uma abordagem, válida quando se estuda o tipo e a extensão da contaminação e o balanço dos elementos no sistema solo. No entanto, os conteúdos totais

nos solos oferecem informação muito limitada sobre a mobilidade e biodisponibilidade dos elementos em estudo. Desta forma, torna-se importante realçar a importância de quantificar o grau de associação dos diferentes elementos as distintas frações reactivas do solo, o que permite obter importantes indicações sobre a biodisponibilidade dos elementos poluentes para serem absorvidos pelas plantas (Favas, 2011).

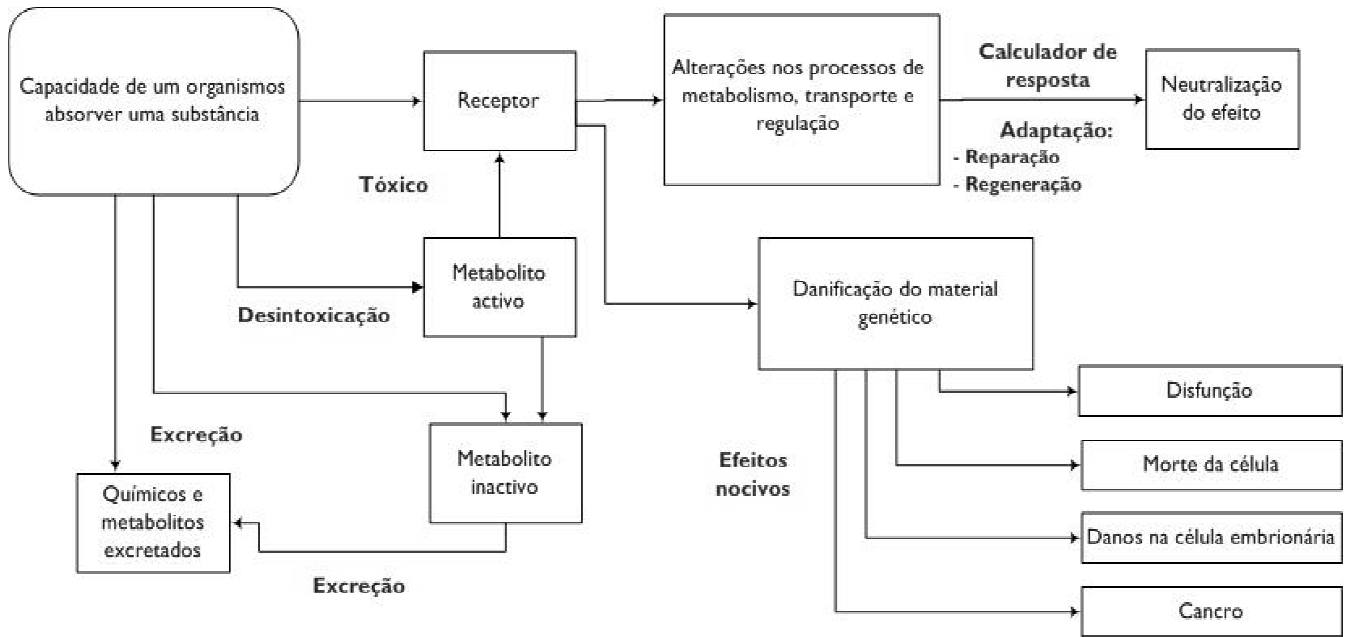
Uma forma de determinar a distribuição dos elementos pelas referidas fases físico-químicas consiste na aplicação de técnicas de extracção química sequencial, utilizando reagentes com agressividade química crescente, como a aferida por Fonseca (2010) e utilizada neste trabalho.

#### **4.5.4. O Perigo das Substâncias Metálicas Contaminantes**

As substâncias ambientalmente perigosas são absorvidas facilmente pelos microrganismos vivos, possuem longos períodos de degradação e são altamente estáveis. Com estas características elas podem permanecer durante bastante tempo nos ciclos naturais e podem causar danos significativos a diferentes níveis. A mobilidade dos contaminantes nos diversos compartimentos ambientais é considerada um factor importante quando se quer ter em conta, particularmente, o impacto de um contaminante. A mobilidade é ainda um pré-requisito para a bio-disponibilidade das substâncias (Jorge, 2003).

O efeito nocivo de uma substância é definido pelo seu grau de toxicidade. A toxicidade por sua vez pode ser aguda, subcrónica e crónica, dependendo do período de exposição à substância. Os principais processos responsáveis pela toxicidade de uma substância química, são apresentados na Figura 4.27.

Este fluxograma serve como base para a avaliação da perigosidade dos contaminantes, embora o conhecimento adicional seja necessário, tendo em conta a exposição do organismo ao contaminante e à cinética interna do contaminante nesse organismo (Jorge, 2003).



**Figura 4.27** – Avaliação da perigosidade das substâncias químicas (Adaptado de Jorge, 2003).

Os efeitos tóxicos dos metais pesados e dos compostos destes metais, são determinados pelo índice e o alcance com que os metais ou compostos se transformam numa forma biodisponível. Ao entrar no ambiente, os iões livres do metal podem ligar-se à matéria orgânica, reduzindo a quantidade que se encontra biodisponível.

O excesso de metais pesados como o mercúrio, por exemplo, tem efeitos tóxicos reconhecidos. As quantidades traço de mercúrio em formas inertes, disseminam-se no ambiente. Quando os solos são perturbados por actividades antrópicas como a exploração mineira, o mercúrio que se encontra na sua forma natural em contacto com o solo e a flora, transforma-se rapidamente em formas móveis, chegando à cadeia alimentar, principalmente por meio de organismos aquáticos, que servem de alimento a outros seres de cadeia, como aves, mamíferos e seres humanos (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

Os peixes, por serem consumidores e pertencerem ao nível superior de ecossistema aquático, acumulam grande quantidade de poluentes persistentes, que se vão acumulando ao longo da cadeia alimentar, até chegar aos seres humanos.

Para os seres humanos, os efeitos adversos causados pela exposição aos metais pesados estão relacionados, mais com a exposição funcional do que com os níveis gerais de metais no ambiente. Esta situação aplica-se igualmente aos trabalhadores do sector mineiro, industrial ou

agrícola, assim como às pessoas que utilizam, ou se encontram expostas a metais pesados directamente na sua actividade profissional (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

O efeito tóxico dos metais encontra-se muito dependente da dose e da duração da exposição. De um modo geral, quanto mais longa for a duração da exposição, mais importantes serão os efeitos tóxicos. O mesmo se passa com a dose relacionada com a exposição. O nível e a duração da exposição, pode igualmente modificar o modo de apresentação dos efeitos tóxicos (Gomes, 1999).

A idade é também um factor importante a considerar na toxicidade por metais. As crianças jovens são particularmente vulneráveis pelo facto de ingerirem mais elemento por unidade de peso corporal do que um adulto. As pessoas idosas são geralmente mais sensíveis aos efeitos tóxicos dos metais (Gomes, 1999).

## CAPÍTULO 5

# EROSÃO, PRODUTIVIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO VEGETAL

### 5.1. Introdução

A humanidade requer terra para produzir os alimentos de que necessita. A sua degradação, principalmente pela acção da erosão, mas também por outros processos que afectam a fertilidade e produtividade do solo, é uma das maiores ameaças à sustentabilidade da agricultura (Casado *et al.* 2000).

Do ponto de vista agronómico, o solo constitui o substrato para qualquer actividade agrossilvopastoril e, dependendo do uso ao qual é submetido, é passível de degradação ou melhoramento na sua capacidade produtiva. Este recurso, inserido num ecossistema, encontra-se sujeito a diversas variações, em especial sob a acção do clima, vegetação e sistema hídrico (Silva *et al.* 1999).

A erosão do solo produzida pela água e pelo vento é de grande importância ao rendimento das culturas, uma vez, que não apenas se perde solo nos processos erosivos mas, também, uma percentagem proporcionalmente elevada de nutrientes, matéria orgânica e partículas finas que são arrastadas pelo material que se desprende do solo original (Schwab *et al.* 1990).

A erosão hídrica e eólica são um fenómeno natural, que faz parte da dinâmica da superfície da crosta terrestre. Desta forma, em função do relevo, estimam-se perdas de solo de 4,5 a 45 gr/m<sup>2</sup>/ano, como medidas típicas de erosão geológica, em condições naturais. Este processo torna-se num problema, quando surge com intensidade anormal, ou afecta grandes áreas de terreno (Casado *et al.* 2000), como acontece em países como o Brasil e, na situação particular do presente trabalho, no Estado de Minas Gerais.

Na agricultura, o principal impacte sob a acção da erosão, ocorre sobre a forma hídrica, que se encontra relacionada com o escoamento superficial, que constitui a fase do ciclo da água correspondente ao conjunto das águas que, sob a acção da gravidade, se movimentam na superfície do solo. São vários os factores que contribuem para o escoamento superficial. De

acordo com alguns autores (Silva *et al.* 1999) estes podem ser: 1) de natureza agroclimática, 2) relacionados com a precipitação e 3) de natureza fisiográfica. Nos factores agroclimáticos encontram-se incluídos, a quantidade, intensidade e duração da precipitação, a sua distribuição temporal e espacial, condições de humidade, intercepção pela cobertura vegetal e também, a evapotranspiração. Relativamente aos factores fisiográficos, podem destacar-se o declive, o comprimento da encosta, a forma do terreno, a classe de solo e os tipos de culturas existentes (Silva *et al.* 1999).

A erosão causada pelo escoamento superficial não possui impactes iguais em todos os tipos de solos. A condição física, ao conferir maior ou menor resistência à acção da água, tipifica o comportamento de cada classe de solo exposto a condições semelhantes de relevo, precipitação e cobertura vegetal. Como foi já anteriormente referido, a textura do solo é um dos factores que possui influência numa maior ou menor quantidade de solo arrastado pelo escoamento superficial. Em solos arenosos, com maior predominância de macroporos, durante uma precipitação de baixa intensidade, toda a água pode ser absorvida, não existindo, desta forma, grandes problemas relacionados com a erosão (Morgan, 1997; Silva *et al.* 1999).

A profundidade do solo e as características do subsolo contribuem para a capacidade de armazenamento da água. Um solo arenoso superficialmente, com subsolo de textura média deverá absorver mais água que esse mesmo solo, mais compactado e pouco permeável.

A velocidade de infiltração e o armazenamento da água do solo podem também sofrer influência pelas práticas de mobilização e uso do solo adoptadas (Schwab *et al.* 1990; Morgan, 1997; Silva *et al.* 1999).

O processo de erosão do solo passa por diversas fases (Casado *et al.* 2000):

- 1) Destruição da sua estrutura, geralmente após o desaparecimento do húmus;
- 2) Dispersão dos colóides e diminuição da permeabilidade, originando um aumento de águas de escorrência e diminuição da água de infiltração;
- 3) Arrastamento dos elementos finos pela acção do vento ou das escorrências superficiais, ao longo da inclinação do terreno, ainda que esta seja suave;
- 4) Destruição total ou parcial dos horizontes do solo de forma progressiva, podendo em algumas situações, alcançar a rocha-mãe.

Os factores que incidem sobre este processo são numerosos sendo, no entanto, conhecidas práticas que permitem reduzir as perdas de solo, quer pela acção hídrica, quer pela acção eólica, na agricultura.



Na agricultura industrializada, a erosão do solo, apenas actualmente começa a ter um maior relevo, sendo no entanto prática comum, a utilização de práticas agrícolas com efeitos negativos no solo como a eliminação da flora arvense, a utilização massiva de fertilizantes minerais e a destruição, com uso de fogo, dos resíduos das culturas. A utilização destas práticas encerra o ciclo que leva à desertificação, uma vez que leva à total perda de fertilidade do solo (Hóly, 1980; Schwab *et al.* 1990; Casado *et al.* 2000).

Para que um terreno seja considerado fértil é necessário ter uma elevada quantidade de nutrientes. No entanto, esta situação não significa que esse mesmo terreno seja muito produtivo.

Para que um terreno tenha uma elevada produtividade é necessário ter uma quantidade razoável de nutrientes, mas também que estes se encontrem num estado assimilável (Moreira, 2012).

Desta forma, o controlo da erosão torna-se essencial para manter a produtividade do solo, assim como para regular a sedimentação em rios, lagos e barragens.

Neste sentido, tendo em atenção a proposta das melhores medidas de conservação dos solos analisados neste trabalho, face à exposição de fenómenos erosivos, torna-se importante caracterizar estes solos, do ponto de vista da sua produtividade, considerando não apenas o teor de nutrientes disponíveis para a nutrição vegetal, mas também o teor de nutrientes na forma solúvel, que poderão chegar aos ecossistemas aquáticos, contribuindo para a sua degradação.

## 5.2. Produtividade do Solo e Nutrição vegetal

Os elementos essenciais ao desenvolvimento da maior parte das plantas são: Carbono (C), Oxigénio (O), Hidrogénio (H), Azoto (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Enxofre (S), Sódio (Na), Cloro (Cl), Silício (Si), Ferro (Fe), Boro (B), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Molibdénio (Mo), Alumínio (Al) e Cobalto (Co).

Os três primeiros possuem reduzido interesse na fertilização, não sendo normalmente considerados elementos nutritivos. Na realidade, a planta vai retirá-los do ar e da água. Os restantes são absorvidos sobretudo a partir do solo e todos eles são susceptíveis de, directa ou indirectamente, influenciar a nutrição vegetal e fertilização. Podem dividir-se em macronutrientes e micronutrientes (Santos, 1976).

A nutrição vegetal resulta do processo de absorção e utilização, por parte das plantas, destes elementos essenciais para o seu crescimento e reprodução (Donahue *et al.* 1983).

A maior parte dos nutrientes são absorvidos pelas raízes das plantas, embora os gases existentes na atmosfera penetrem pelos estomas existentes nas folhas e se difundam na planta, a partir daí. Gases como o oxigénio molecular, o dióxido de carbono, o dióxido de enxofre e o amoníaco contribuem para a nutrição das plantas, sendo fontes de oxigénio, carbono, enxofre e azoto, respectivamente. Também os nutrientes que são depositados à superfície das folhas, conseguem, pelo menos em certa medida, atravessar a cutícula e penetrar nas folhas. Contudo, com excepção do carbono, do oxigénio e hidrogénio, que são absorvidos a partir da água do solo ou de gases atmosféricos, os nutrientes são sobretudo absorvidos pelas raízes a partir de formas minerais existentes na solução do solo (Varenes, 2003).

A composição e as propriedades do solo em que a planta se encontra enraizada exercem também um certo efeito na proporção de cada um dos vários elementos absorvidos pela planta. Inúmeros exemplos deste aspecto podem obter-se a partir da prática de fertilização. A adição ao solo de um composto que pode ser absorvido pelas plantas resulta geralmente num aumento de absorção dessa substância, embora o aumento quantitativo do elemento nos tecidos da planta não seja, em regra, proporcional ao aumento da quantidade desse elemento no solo. As plantas absorvem minerais que excedem muitas vezes as suas necessidades metabólicas reais. Os iões potássio, fosfato, sulfato e outros, acumulam-se muitas vezes nas células das plantas, em quantidades que excedem as que são realmente utilizadas (Meyer *et al.* 1965).

Efectivamente, as raízes das plantas contactam directamente apenas com uma pequena fracção do volume total da solução do solo e esgotam rapidamente os nutrientes aí existentes, se estes não se movimentassem, de zonas mais afastadas para a superfície radicular (Donahue *et al.* 1983; Varenes, 2003).

O fluxo de nutrientes que atinge a superfície radicular, aproxima-se à raiz das plantas, por três mecanismos: fluxo de massa, difusão e interceptação radicular (Donahue *et al.* 1983).

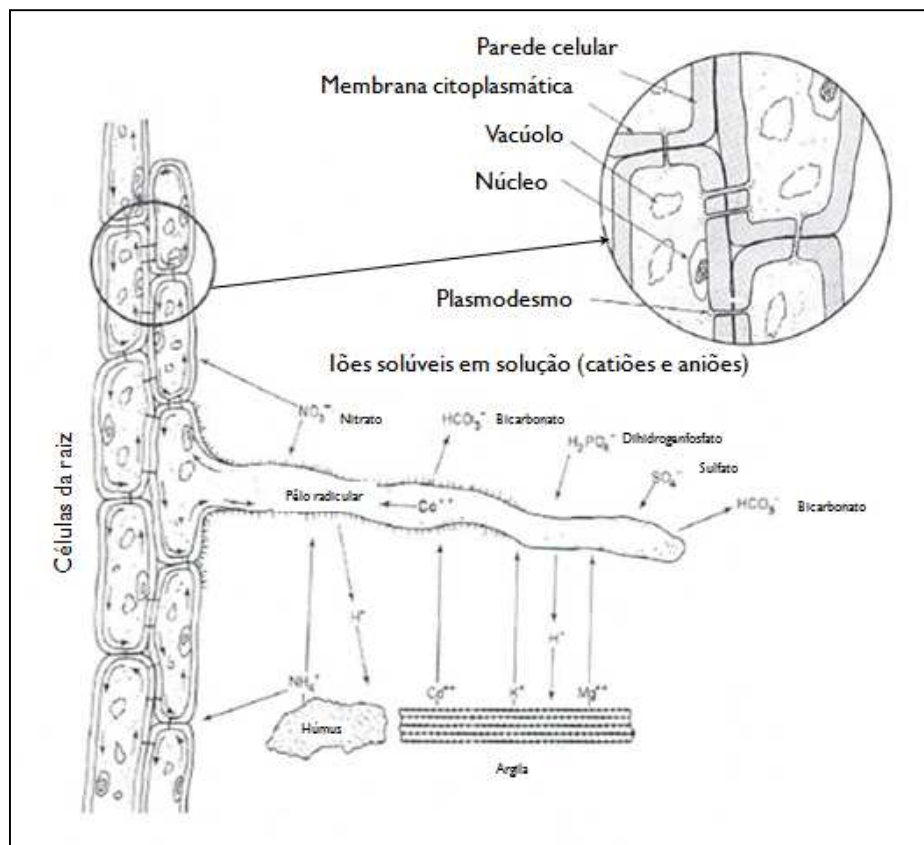
O fluxo de massa é considerado o mais importante dos três mecanismos de transporte de nutrientes (Donahue *et al.* 1983). Considera-se que os nutrientes se aproximam das raízes por fluxo de massa quando existe um movimento convectivo destes até à raiz na massa de água que está a ser absorvida e transpirada, e são transportados com ela (Donahue *et al.* 1983; Varenes, 2003).

Neste mecanismo, a quantidade de nutrientes que atinge a raiz depende da concentração do nutriente na solução do solo e da quantidade de água absorvida pela planta.

Quando a concentração de um nutriente é diferente à superfície da raiz, em relação ao resto do solo, este vai movimentar-se por difusão, da zona de mais elevada concentração, para a de mais baixa concentração (Donahue *et al.* 1983).

O terceiro mecanismo de aproximação dos nutrientes ocorre por interceptação radicular. Este mecanismo resulta do crescimento das raízes das plantas, o que lhes permite ocupar posições, anteriormente ocupadas pelo solo. No seu trajecto, irão encontrar nutrientes que irão absorver, por interceptação radicular (Donahue *et al.* 1983; Varennes, 2003).

O mecanismo de absorção de nutrientes na raiz encontra-se esquematizado na Figura 5.1:



**Figura 5.1** – Diagrama esquemático da absorção de nutrientes da solução do solo, na superfície de minerais de argila e nos colóides de húmus pela raiz das plantas (Adaptado de Donahue *et al.* 1983).

No processo de nutrição vegetal, as raízes desempenham várias funções que incluem o suporte da planta, a absorção e transporte de água e nutrientes, a síntese de algumas fitohormonas e, a formação de órgãos de reserva em algumas espécies vegetais. As plantas produzem um sistema

radicular muito vasto para conseguirem absorver as quantidades de água e nutrientes de que necessitam, a partir de uma solução do solo que é muito diluída, embora a presença de pêlos radiculares ou a formação de micorrizas (em algumas espécies) contribuam também para a absorção da água e nutrientes, por permitirem um aumento no volume do solo explorado pelas plantas (Varenes, 2003).

Com raras exceções, todos os elementos que entram na composição das plantas terrestres provêm do solo. Ao avaliar a origem de elementos minerais para as plantas, deverá ter-se em consideração, não apenas a solução do solo, mas também as suas propriedades físicas e químicas (Meyer *et al.* 1965).

### 5.3. Geoquímica do Solo

A disponibilidade dos nutrientes para as plantas vai depender das transformações que sofrem e do balanço entre entradas e saídas do sistema solo/planta. Dentro das primeiras, são particularmente importantes a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo, as reacções de adsorção na matriz do solo, as reacções de precipitação, e a quelatação por ligandos orgânicos. A matéria orgânica é fulcral para a qualidade do solo pois, é fonte de vários nutrientes vegetais, em particular de azoto, fósforo, enxofre e micronutrientes, e fornece ainda carbono e energia para os organismos heterotróficos do solo. Contribui para a retenção de nutrientes através da capacidade de troca catiónica e da formação de quelatos. A componente viva da matéria orgânica, isto é, os organismos do solo, é responsável pela maior parte das reacções que nele ocorrem, incorporando ou transformando os nutrientes adicionados (Varenes, 2003).

#### 5.3.1. pH

Uma importante propriedade do solo é a sua reacção, traduzida pelo pH. A reacção do solo vai influenciar as suas propriedades físicas, químicas e biológicas, determinando o tipo de vegetação existente, a actividade dos microorganismos, a estabilidade dos agregados e a disponibilidade de elementos para as plantas (Varenes, 2003).

Os valores de pH dos solos dependem de vários factores, nomeadamente: (1) da rocha-mãe que lhe deu origem e dos processos de pedogénese, influenciados pelo clima, topografia, actividade biológica e tempo decorrido; (2) natureza e teor dos constituintes orgânicos e inorgânicos que contribuem para a acidificação do meio. Entre eles, os aluminossilicatos

existentes nas fracções mais finas e os óxidos de ferro e alumínio; (3) teor de sais solúveis; (4) teor de CO<sub>2</sub>; (5) erros associados com a standartização do equipamento (Fonseca, 2002 a ; Varennes, 2003).

Segundo Varennes (2003), a classificação dos solos, de acordo com os teores de pH, continua a basear-se na sua determinação em solução com água, de acordo com o apresentado na Tabela 5.1.

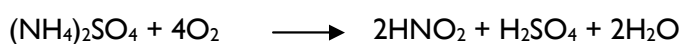
**Tabela 5.1** – Classificações dos solos de acordo com os valores de pH (Adaptado de Varennes, 2003).

pH (H <sub>2</sub> O)	Designação
< 4,5	Muito ácido
4,6 – 5,5	Ácido
5,6 – 6,5	Pouco ácido
6,6 – 7,5	Neutro
7,6 – 8,5	Pouco alcalino
8,6 – 9,5	Alcalino
> 9,5	Muito alcalino

O pH do solo pode variar espacialmente ao longo de pequenas distâncias (centímetros ou milímetros). Esta variação é muito importante, uma vez que pode influenciar a actividade e a diversidade microbiana.

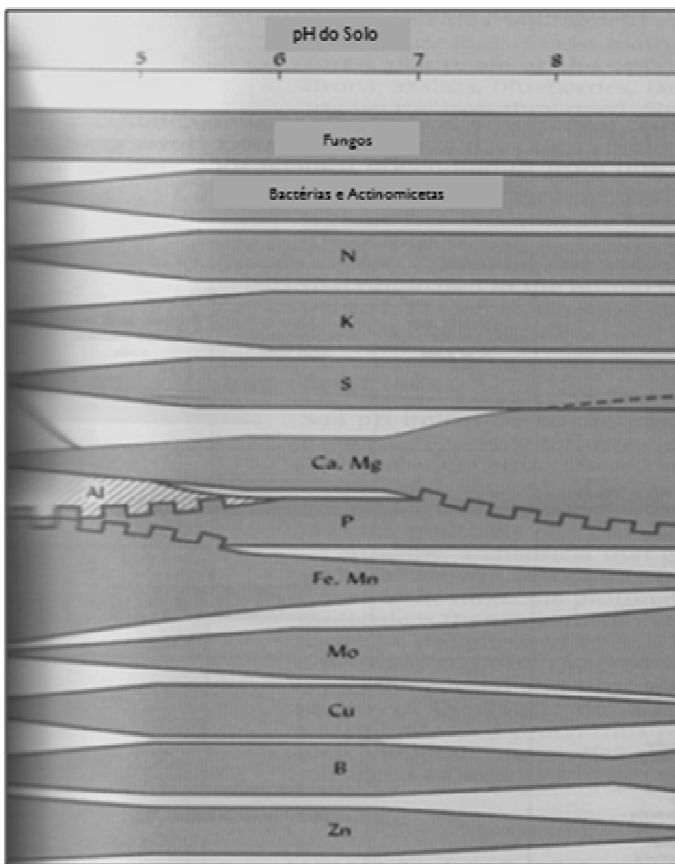
Muitas vezes, à superfície do solo, o pH é mais baixo do que em profundidade, uma vez que o processo de acidificação ao ter início à superfície, pode sofrer diversos factores como (1) deposição de precipitação ácida, proveniente da actividade industrial, da combustão de carvão e óleos, da geração de energia eléctrica e da combustão de petróleo proveniente de veículos a motor, devido à enorme quantidade de gases azotados e sulfatos na atmosfera; (2) oxidação do azoto proveniente da aplicação de fertilizantes; e (3) decomposição da matéria orgânica (Brady & Weil, 2002).

A acidificação dos solos pode ainda dever-se à fertilização do solo com fertilizantes azotados e sulfatos (ex. (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>2</sub>) e fosfatados (ex. (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>), que uma vez oxidados, produzem ácidos inorgânicos, de acordo com a equação:



É reconhecido que as excessivas fertilizações do solo com fertilizantes azotados têm vindo a causar a acidez de solos (Brady & Weil, 2002).

A disponibilidade de nutrientes no solo e a actividade dos microrganismos é muito influenciada pelo pH. Desta forma, em solos ácidos a solubilidade de macronutrientes (Ca, Mg, K, P, N e S) e do molibdénio e boro é baixa. Pelo contrário, a solubilidade de muitos micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu e Co), é superior em pH ácidos (Figura 5.2).



**Figura 5.2** – Relação existente entre os micronutrientes do solo e o pH do solo (Brady & Weil, 2002).

### 5.3.2. Potencial de Oxidação-Redução (Eh)

As reacções de oxidação-redução ocorrem em todos os tipos de solos. A redução corresponde ao ganho de electrões e a oxidação corresponde à perda.

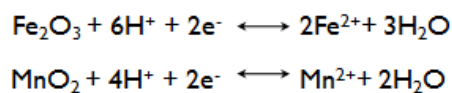
As reacções de oxidação e redução têm de estar associadas, ou seja, para que uma substância seja oxidada é necessário que outra se reduza e vice-versa (Sparks, 1995; Varennes, 2003).

O potencial de oxidação-redução dos solos é uma importante característica química relacionada com o arejamento dos solos, influenciando o estado de oxidação ou redução dos

elementos químicos presentes no mesmo. Se o solo se encontrar bem arejado, os elementos no seu estado oxidado tornam-se dominantes. Pelo contrário, em solos mal arejados, os elementos químicos na forma reduzida tornam-se presentes, como é o caso da transformação de Fe(III) em FeO e de N (III) em NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (amónia) (Brady & Weil, 2002).

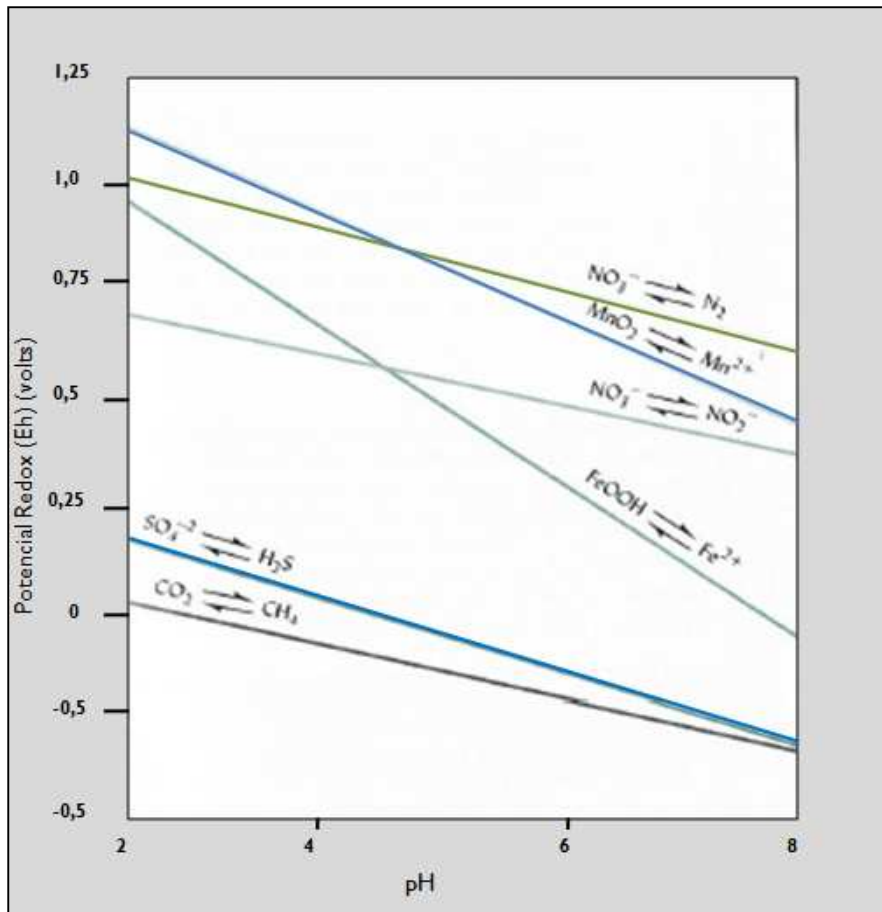
Num solo bem arejado, as raízes e organismo do solo efectuam a respiração celular usando o oxigénio como receptor final dos electrões produzidos durante a oxidação dos compostos orgânicos.

Quando o nível de oxigénio no solo é baixo, os organismos heterotróficos que oxidam a matéria orgânica têm de utilizar outras substâncias como receptores dos electrões libertados no processo. Os compostos que vão ser reduzidos nestas condições são diversos, dependendo da sua riqueza no solo e do grau de anaerobiose. Por exemplo os óxidos de ferro (III) e manganês (IV) são reduzidos a Fe (II) e Mn (II) (Varenes, 2003):



O potencial de oxidação-redução do solo mede o seu estado de oxidação, sendo maior em solos bem arejados (400-700 mV) e podendo atingir valores de -250 mV em solos muito anaeróbios. A anaerobiose surge em solos que ficam saturados de água devido à existência de um lençol freático muito próximo da superfície, ou após uma grande chuvada ou rega com um grandes volumes de água, situação agravada quando os solos possuem má drenagem interna (Varenes, 2003).

O efeito do pH e do potencial de oxidação-redução na ocorrência de importantes reacções no solo, encontra-se apresentado na Figura 5.3.



**Figura 5.3** - Efeito do pH e do potencial de oxidação-redução na ocorrência de importantes reações no solo (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

O valor do potencial de oxidação-redução, em que ocorrem as reações químicas, varia de substância para substância. Na Tabela 5.2 apresentam-se os valores de oxidação-redução de alguns elementos importantes no solo (Brady & Weil, 2002).

**Tabela 5.2** – Formas oxidadas e reduzidas de diversas substâncias no solo e o respectivo Potencial Redox (Eh) (mv) (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

Forma oxidada	Forma reduzida	Potencial redox (Eh) (mV)
O <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O	380 a 320
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N <sub>2</sub>	280 a 220
Mn <sup>4+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	220 a 180
Fe <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	110 a 80
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	S <sup>2-</sup>	-140 a -170
CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	-200 a -280



O potencial redox de um solo (ou de uma região do solo, dado que existe elevada heterogeneidade espacial) depende das condições de drenagem interna, da respiração das raízes e organismos do solo, da estação do ano e do tipo de vegetação (Brady & Weil, 2002; Varennes, 2003).

O movimento da água num solo saturado depende maioritariamente da presença de macroporos, pelo que a textura e estrutura do solo, a densidade aparente, o teor de matéria orgânica, e a presença de macrofauna capaz de formar bioporos são factores que vão influenciar a drenagem interna. Normalmente o potencial redox diminui em profundidade, acompanhando a variação da profundidade (Varennes, 2003).

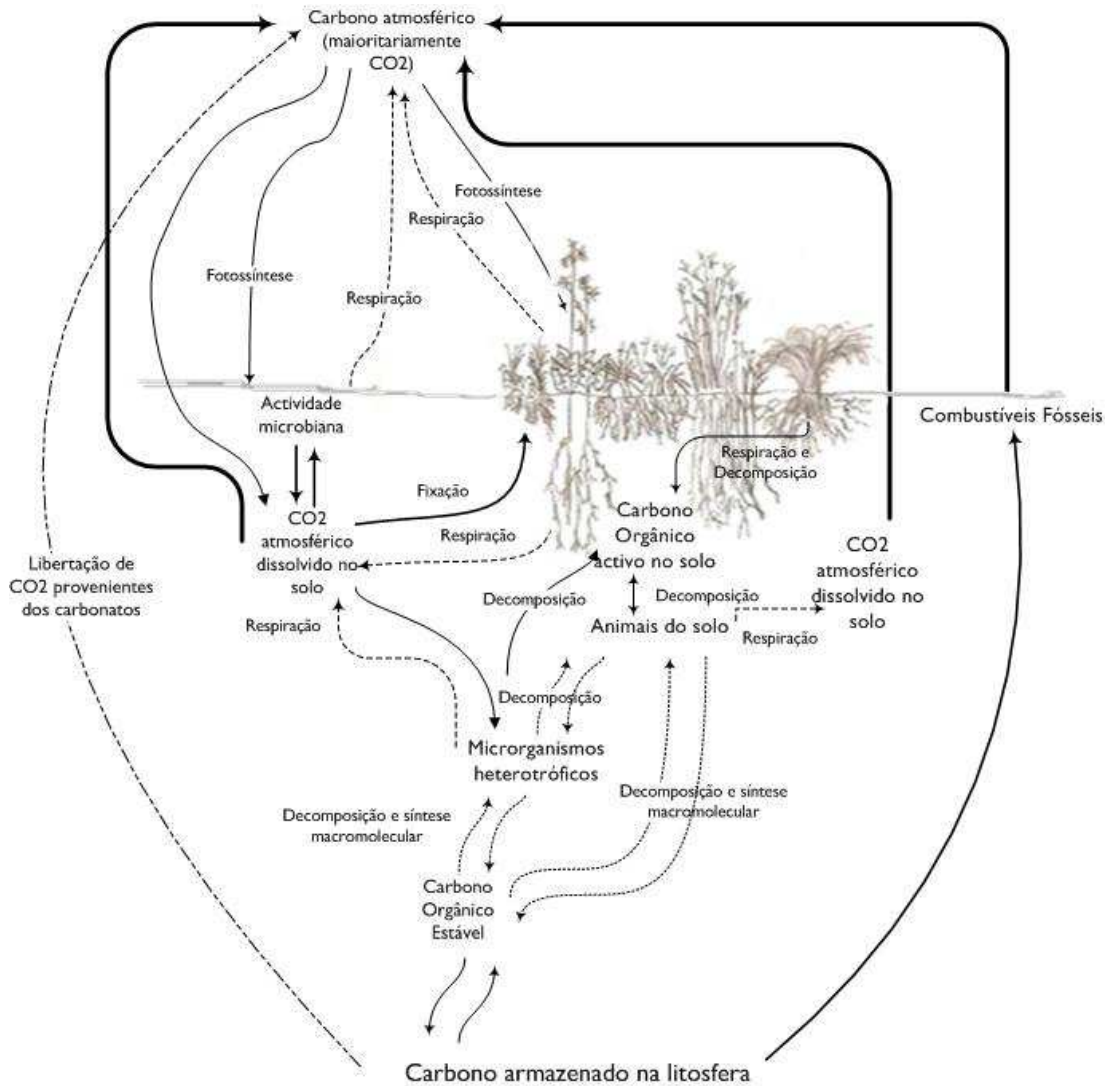
### 5.3.3. Matéria Orgânica e Carbono

Aumentos na concentração de dióxido de carbono na atmosfera, têm sido recentemente associados, em parte aos gases de efeito de estufa (GEE) mas, em maior quantidade, à queima de combustíveis fósseis e à queima e desflorestação de grandes áreas de florestas, como resultado tem-se verificado alterações no ciclo global do carbono (Morse & Mackenzie, 1990; Killham, 1994).

Para além da queima de combustíveis fósseis e de áreas florestais, o dióxido de carbono é continuamente produzido pelos microrganismos heterotróficos, sendo, por outro lado fixado pelos organismos autotróficos, no processo da fotossíntese (Killham, 1994).

No entanto, as reservas globais deste elemento são elevadas (mais de  $10^{16}$  ton), encontrando-se apenas uma pequena parte envolvida nos fluxos do ciclo de carbono. Efectivamente a grande maioria do carbono existente em termos globais encontra-se armazenado em sedimentos, muitos deles carbonatos, nos oceanos, nas rochas ígneas e nos combustíveis fósseis. Desta forma, a fracção de carbono disponível encontra-se presente nos organismos vivos, na matéria orgânica do solo e na atmosfera (Killham, 1994).

Um esquema do ciclo do carbono encontra-se representado na Figura 5.4 (Adaptado de Killham, 1994).



**Figura 5.4** – Ciclo do carbono no solo (Adaptado de Killham, 1994).

Não considerando as reservas de combustíveis fósseis, a fracção de carbono orgânico activo existente na Terra, consiste no carbono existente nos organismos vivos, na matéria orgânica do solo e no carbono existente na atmosfera. Efectivamente, o carbono existente na litosfera é cerca de cinco vezes superior ao existente na atmosfera (Morse & Mackenzie, 1990; Killham, 1994).

Para além da queima de combustíveis fósseis, o dióxido de carbono é continuamente produzido pelos organismos heterotróficos na biosfera. Por outro lado, e de acordo com a Figura 5.4, o dióxido de carbono é fixado pelos organismos autotróficos, particularmente no processo de fotossíntese (Morse & Mackenzie, 1990; Killham, 1994). Durante este processo, os seres autotróficos, como produtores primários, fixam o dióxido de carbono, originando formas mais complexas de carbono orgânico, através da seguinte reacção:



A produção primária torna-se fundamental no impulsionamento do ciclo do carbono no solo, uma vez que se encontra na origem de fluxos que se criam entre a atmosfera e os organismos do solo, determinando o rácio de energia a utilizar na fotossíntese e quimiossíntese de substâncias orgânicas (Morse & Mackenzie, 1990; Gabriels & Michiels, 1991; Killham, 1994).

De uma forma geral no sistema solo são particularmente as plantas de grande porte que contribuem com a maior produção primária. No entanto, também organismo fitoautotróficos, como as algas verdes e azuis, e organismos eucariotas, contribuem para a fixação de dióxido de carbono.

De acordo com Killham (1994) a produção primária varia entre diferentes tipos de ecossistemas, como se pode verificar na Tabela 5.3.

**Tabela 5.3** – Distribuição típica de carbono em diferentes ecossistemas (Adaptado de Killham, 1994).

<b>Ecosistema</b>	<b>Produção primária de carbono (ton/ha.ano)</b>	<b>Carbono existente na biomassa (t/ha)</b>	<b>Carbono orgânico no solo (t/ha)</b>
Floresta tropicais húmidas	11	11	80
Florestas temperadas	6	6	100
Savanas e pradarias de regiões temperadas	3	0,4	150
Desertos	0,05	0,01	1

A maior produção primária ocorre nas florestas tropicais húmidas, correspondendo a 11 ton/ha de carbono atmosférico anualmente fixado pela vegetação. Em florestas de zonas temperadas é fixado cerca de metade deste valor, descendo o mesmo para cerca de um quarto em zonas de savana e sistemas agrícolas (Killham, 1994). De acordo com o mesmo autor, os *inputs* de carbono no solo, ocorrem para além da acção directa dos produtores primários, indirectamente através dos excrementos dos animais e da decomposição da matéria orgânica.

Neste sentido, de acordo com Gabriels & Michiels (1991), o carbono orgânico pode estar armazenado na “camada superficial do solo”, nos “horizontes superficiais do solo” e no “interior do

solo". A distribuição do carbono orgânico “no interior do solo”, influencia a distribuição da vegetação. Desta forma, em zonas de floresta, existem zonas de acumulação de matéria orgânica, “nos horizontes superficiais do solo” como resultado da queda e decomposição das folhas e das raízes das árvores.

Nas zonas de savanas e pradarias, ocorre de uma forma geral, maior produção de carbono no sub-solo, devido a processos de decomposição em zonas mais profundas, junto às raízes, encontrando-se este em equilíbrio, devido à acção da vegetação natural, que fomenta as actividades de adição/decomposição (Gabriels & Michiels, 1991).

A fertilização inorgânica permite aumentar a concentração de carbono orgânico no solo, devido aos efeitos produzidos no crescimento das plantas e no aumento de resíduos adicionados ao solo, no entanto, possui efeitos contrários ao nível dos fenómenos de decomposição, inibindo a actividade dos microrganismos (Gabriels & Michiels, 1991).

Em áreas que não sofram acção antrópica o carbono orgânico no solo encontra-se estável porém, quando esses solos são submetidos a práticas intensivas, sofrem perdas na sua quantidade e qualidade.

O carbono da fracção leve é constituído por materiais orgânicos derivados, principalmente, de restos vegetais, com quantidades razoáveis de resíduos microbianos e da microfauna. Devido à sua facilidade de decomposição, a fracção leve está muito ligada ao suprimento de resíduos orgânicos do sistema solo e, por esta razão, a sua quantidade e composição no solo apresentam maior variabilidade espacial e sazonal que as restantes fracções. Desta forma, o carbono da fracção leve é muito sensível ao tipo de uso do solo, sendo afectado quando ocorre a mudança de um sistema em que não há acção antrópica, para sistemas cultivados (Souza *et al.*, 2006).

A matéria orgânica, pela influência benéfica que exerce nas características físicas, químicas e biológicas dos solos, pode considerar-se a verdadeira base da fertilidade (Santos, 1976).

Das diferentes acções que exerce, devem salientar-se: 1) a sua influencia nas propriedades na aglomeração das partículas minerais, contribuindo para uma melhor estrutura com implicações favoráveis nos movimentos da água, do ar e das raízes das plantas, 2) no aumento da capacidade de retenção da água e dos nutrientes aplicados sob a forma de fertilizantes, 3) no aumento do poder tampão do solo, evitando que ocorram acentuadas variações na reacção quando se aplicam os vários fertilizantes, 4) na gradual cedência às plantas de diversos nutrientes, constituindo a quase totalidade das reservas de elementos como o azoto, enxofre, vários micronutrientes, etc., 5) na redução do arrastamento de nutrientes e do solo pela acção

da chuva, 6) na neutralização de substâncias tóxicas para as plantas e 7) no suporte nutritivo da flora e fauna do solo (Santos, 1976).

De acordo com diversos autores, os limites propostos como valores médios de matéria orgânica nos horizontes superficiais dos solos minerais são de 0,5% a 5,0% (Santos, 1976; Donahue *et al.* 1983; Fonseca, 2002 a).

De entre as ações antrópicas que levam à perda de carbono nos solos, encontram-se as queimadas, que libertam dióxido de carbono, a desflorestação, o uso intensivo do solo em culturas anuais, especialmente pelo recurso a maquinaria pesada, que pode provocar, não só a perda de carbono orgânico para a atmosfera na forma de CO<sub>2</sub>, como perda de solo e de carbono pela erosão, o que provoca assoreamento de cursos de água com diminuição da vida útil dos reservatórios (Embrapa, 2005; Fearnside, 2006).

#### **5.3.4. Geoquímica de Elementos nas fracções Total, Assimilável e Solúvel**

O solo representa o suporte vital para o desenvolvimento das plantas, constituindo a fonte de todos os elementos essenciais ao seu crescimento, proporcionando o meio para o desenvolvimento das raízes, fornecendo água e nutrientes para as plantas e reciclando resíduos e tecidos mortos, animais e vegetais, tornando de novo disponíveis os elementos constituintes. Grande parte dos seus elementos químicos são indispensáveis ao metabolismo e produção vegetal, onde desempenham funções específicas, sendo por esta razão considerados elementos nutritivos ou nutrientes vegetais. Consoante a sua importância no ciclo vegetativo, assim se designam por macronutrientes principais, macronutrientes secundários e micronutrientes (Santos, 1996; Varennes, 2003).

Os restantes elementos, de natureza diversificada (que variam desde os elementos alcalinos e alcalino-terrosos aos elementos metálicos e elementos raros), têm um interesse mais limitado na nutrição vegetal, dividindo-se entre os elementos benéficos e os elementos tóxicos. Os elementos pertencentes a este último grupo, surgem nos solos com teores muito reduzidos, da ordem dos elementos traço (Fonseca, 1995), na maior parte dos casos devido a contaminações antrópicas.

### 5.3.4.1 Macronutrientes Principais

A disponibilidade dos nutrientes para as plantas vai depender das transformações que sofrem e do balanço entre entradas e saídas do sistema solo-planta. Dentro das primeiras são particularmente importantes a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo, as reações de adsorção na matriz do solo, as reações de precipitação e a quelatação por ligandos orgânicos (Varenes, 2003).

Consideram-se macronutrientes principais os elementos químicos essenciais ao crescimento e produção vegetal e que são absorvidos em maior quantidade pelas plantas (Santos, 2001). O azoto, o fósforo e o potássio são os três elementos que mais frequentemente limitam o crescimento vegetal. O seu teor no solo tem de ser muitas vezes complementado recorrendo à aplicação de fertilizantes. Por esta razão, estes três elementos são designados por macronutrientes principais.

#### 5.3.4.1.1. Azoto

##### i) Azoto no Solo

O Azoto é considerado um elemento chave para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Encontra-se presente nas proteínas, na clorofila, nos aminoácidos, aminoaçúcares, ácidos nucleicos ou outras substâncias da planta (Donahue *et al*, 1983).

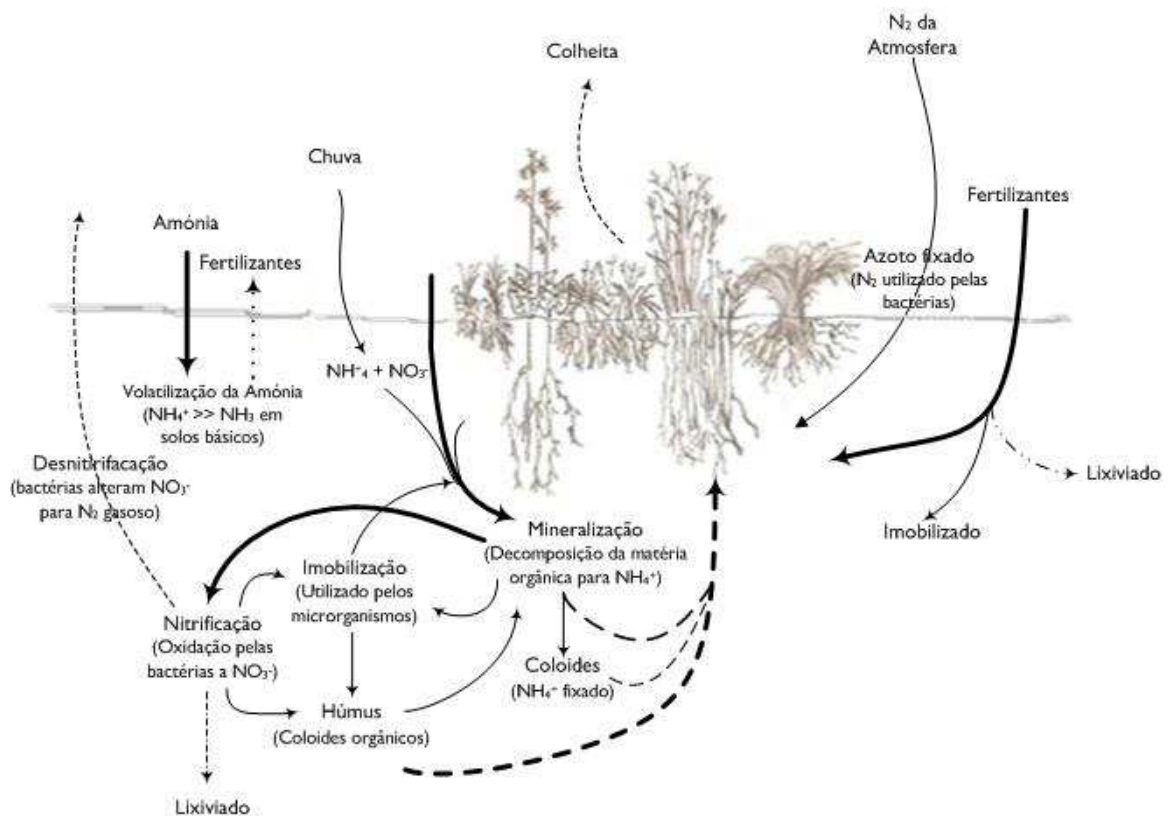
O Azoto elementar ( $N_2$ ) encontra-se na atmosfera na forma gasosa e na forma dissolvida na água do solo (Owens, 1994). Este é transformado em azoto assimilável, forma metabolizável pelas plantas, através de uma das seguintes formas:

- 1) Fixação pelos microrganismos que vivem em simbiose nas raízes das plantas (principalmente espécies leguminosas);
- 2) Fixação por microrganismos livres do solo;
- 3) Fixação como óxidos através de descargas eléctricas na atmosfera;
- 4) Fixação como  $NH_3$ ,  $NO_3^-$  ou  $CN_2^{2-}$ , através de fertilizantes azotados (Villalobos *et al*, 2002).

A quantidade de azoto no solo varia entre 0,02%, em zonas mais profundas do solo e 2,5%, nas zonas superficiais, sendo 0,02-0,25% o intervalo mais normal. O azoto pode encontrar-se na forma orgânica ou inorgânica, sendo a percentagem de azoto orgânico, na ordem dos 95% (Santos, 1976; Donahue *et al*, 1983).

As formas orgânicas incluem amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido de diazoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ), monóxido de azoto ( $\text{NO}$ ) e  $\text{N}_2$ . As três primeiras formas são as mais importantes do ponto de vista da fertilidade e provêm dos fertilizantes ou da decomposição da matéria orgânica. As outras três formas, são gases que se perdem como consequência da desnitrificação (Schnitzer & Khan, 1978; Donahue, et al. 1983; Muchovej & Rechcigl, 1994; Owens, 1994; Villalobos et al. 2002).

Um esquema do ciclo do azoto encontra-se representado na Figura 5.5 (Adaptado de Donahue et al. 1983).



**Figura 5.5** – Ciclo do Azoto (Adaptado de Donahue et al. 1983).

A maior fonte de azoto no solo resulta do processo de fixação do azoto, por parte da actividade microbiana, que ao fixar o azoto atmosférico, o transforma, no solo, em formas que possam ser utilizadas pelas plantas.

A fixação de azoto por microrganismos pode ocorrer de duas formas: 1) Simbiótica e 2) Não Simbiótica.

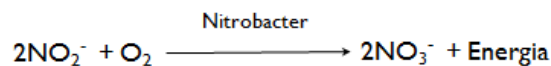
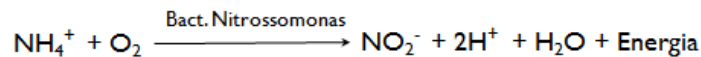
- 1) Na fixação simbiótica, as bactérias e actinomicetas, originam a formação de nódulos nas raízes das plantas. Este processo de fixação de azoto atmosférico é responsável

pela maior entrada de azoto no solo, em formas assimiláveis pelas plantas. Este processo encontra-se dependente do tipo de plantas e do tipo de microrganismos, utilizados no processo de inoculação (Donahue *et al.*, 1983; Lyle, 1986; Killham, 1994).

- 2) Na fixação não simbiótica, tipos específicos de microrganismos convertem o azoto atmosférico, em formas por eles assimiláveis, ficam disponíveis para as plantas quando estes morrem e se decompõem. A quantidade de azoto fixada desta forma, resulta em entradas de azoto no solo, em quantidades muito inferiores do que as resultantes no processo anterior (Donahue *et al.*, 1983; Lyle, 1986; Killham, 1994).

A mineralização resulta da decomposição da matéria orgânica, sendo o azoto (N<sub>2</sub>) transformado em amónio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Os iões de azoto na forma mineralizada possuem um período de vida curto: uns são adsorvidos temporariamente pelas cargas negativas da superfície das argilas ou das partículas orgânicas; outros são utilizados directamente pelas plantas.

A maioria dos iões de amónio existentes no solo, são oxidados por bactérias selectivas, *nitrossomonas* e *nitrobacter*, da seguinte forma (Donahue *et al.*, 1983):



Da oxidação do ião amónio resulta a formação de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e 2H<sup>+</sup>, bastante importante no processo de acidificação do solo. A oxidação dos catiões de amónio para aniões de nitrato pelas bactérias denomina-se nitrificação. Este processo é extremamente rápido, podendo demorar cerca de 1 a 2 dias, no entanto, a sua velocidade poderá ser reduzida em solos fortemente ácidos e temperaturas baixas.

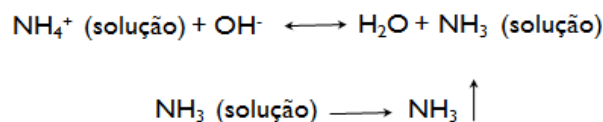
O azoto do solo pode ser também imobilizado e fixado. A imobilização resulta da utilização do azoto na forma solúvel (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) pelas plantas e microrganismos (bactérias, fungos e algas). Desta forma, o azoto é utilizado na formação de novos compostos orgânicos, que voltam a entrar no ciclo, através de processos de mineralização e nitrificação (Schnitzer & Khan, 1978; Donahue *et al.* 1983; Killham, 1994).



A maioria do azoto adicionado ao solo através de processos de fertilização ou mineralização é imobilizado na matéria orgânica, maioritariamente como proteínas nas plantas ou microrganismos.

Dado o pequeno tamanho do ião amónio não hidratado, este pode ser fortemente adsorvido nas cavidades existentes nas folhas tetraédricas dos minerais argilosos do tipo 2:1, como a vermiculite, ilite e as esmectites. Esta adsorção, designada por fixação, torna o ião amónio pouco disponível para as plantas (Varenes, 2003).

O ião amónio, em solução aquosa, está em equilíbrio com o amoníaco. Se as condições do meio forem favoráveis à formação de grandes quantidades de amoníaco, maiores do que a sua solubilidade na água, este perde-se para a atmosfera por volatilização:



As perdas de azoto por volatilização do amoníaco são maiores, quando o nível de ião amónio é alto, o pH do solo elevado, e o solo se encontra seco. Também uma temperatura elevada aumenta a volatilização do amoníaco, por diminuir a solubilidade do gás na água. Os colóides do solo adsorvem ião amónio, desta forma, as perdas serão superiores em solos pobres em colóides, sobretudo em solos arenosos com baixos níveis de matéria orgânica (Schnitzer & Khan, 1978; Killham, 1994; Varenes, 2003).

## ii) Funções específicas do azoto nas plantas

O azoto é geralmente considerado o primeiro entre os macronutrientes principais, por ser um elemento fundamental para o desenvolvimento vegetativo e, na generalidade dos casos determinar a produção.

O azoto entra na composição das proteínas, dos alcalóides, enzimas, vitaminas, etc. Faz parte da composição química da clorofila e é essencial nos fenómenos de síntese que vão originar substâncias necessárias à formação de tecidos e formação de reservas. Na ausência de uma conveniente alimentação em azoto as plantas não formam clorofila suficiente, apresentando clorose (cor amarela). Esta clorose manifesta-se sobretudo nas folhas mais velhas mantendo-se verdes as mais jovens. Este aspecto da clorose provocada pela deficiência de azoto é consequência da grande mobilidade daquele nutriente dentro da planta e permite distinguir uma deficiência de azoto de outras carências que também provocam cloroses ou mesmo o

amarelecimento provocado pela deficiente respiração das raízes em condições de prolongada saturação do solo com água (Santos, 1976; Brady & Weil, 2002).

### iii) Azoto nos Ecossistemas Aquáticos

As práticas agrícolas possuem impactes ambientais negativos e relativamente ao azoto existem problemas concretos. Por um lado temos a emissão de  $N_2O$ , que pode ocorrer naturalmente, ou devida à acção humana. Neste último, principalmente devido à desnitrificação, que ocorre através da queima de biomassa e algumas actividades industriais. No entanto o processo mais importante de contaminação ocorre devido à acção do ião nitrato (Villalobos *et al.* 2002).

O ião nitrato, ao contrário do que acontece com o ião amónio, praticamente não é absorvido na matriz do solo, sendo facilmente perdido por lixiviação, ou escoamento superficial, para fora da camada arável. Esta situação encontra-se na origem de uma quebra de produtividade dos solos, resulta na contaminação das águas, superficiais e subterrâneas e possui consequências ao nível da saúde animal e humana (Villalobos *et al.* 2002; Varennes, 2003).

A concentração do ião nitrato na solução do solo encontra-se dependente do balanço entre as entradas e as saídas de azoto e da taxa de nitrificação. Nos sistemas florestais, existe um equilíbrio apertado entre a absorção de nutrientes pelas plantas e entradas no solo através de resíduos, como folhas e árvores mortas. O fogo e as operações de abate desfazem este equilíbrio e resultam em maiores riscos de perdas de azoto por lixiviação e escoamento superficial. Nos sistemas agrícolas, as entradas de azoto excedem a quantidade de nutrientes removidos pelas culturas. A aplicação de elevadas quantidades de adubos azotados, vulgares na agricultura intensiva, ou de fertilizantes orgânicos, como estrumes, chorumes, lamas provenientes do tratamento de águas residuais e composto produzido à base de resíduos urbanos, podem resultar em elevadas perdas de ião nitrato por lixiviação (Muchovej & Rechcigl, 1994; Santos, 2001; Villalobos *et al.*, 2002; Varennes, 2003).

O enriquecimento das águas superficiais com azoto, à semelhança do que acontece com o fósforo, conduz ao fenómeno de eutrofização, com o estímulo do crescimento de algas, plantas aquáticas e cianobactérias. Alguns destes organismos podem produzir toxinas, limitando o uso da água, quer para consumo doméstico, quer para fins recreativos.

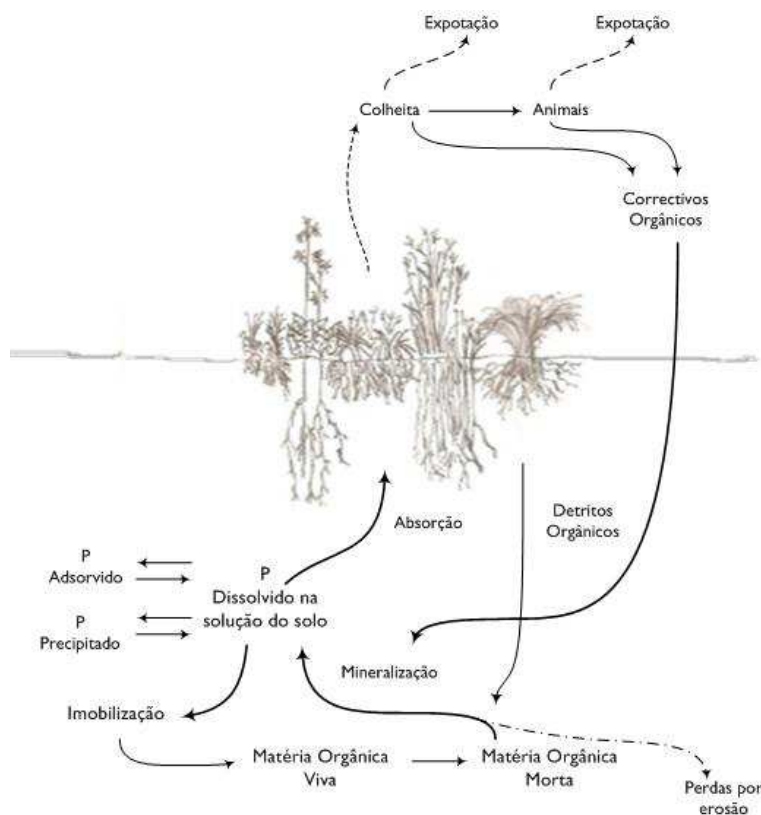
O consumo de oxigénio, aquando da morte e decomposição destas plantas e microrganismos, com a situações de anóxia, originado a morte dos peixes, com destruição do ecossistema aquático (Villalobos *et al.*, 2002; Varennes, 2003).

### 5.3.4.1.2. Fósforo

#### i) Fósforo no Solo

Sob o ponto de vista da fertilidade, o fósforo é um constituinte essencial de todas as células vivas e entra na composição dos grupos mais importantes para o metabolismo das plantas (Santos, 2001; Varennes, 2003)

A seguir ao azoto, o fósforo é o elemento que mais frequentemente limita a produção vegetal, neste sentido é de extrema importância ao nível da qualidade das produções agrícolas, influenciando a floração, frutificação, formação das sementes e maturação (Santos, 2001), um esquema resumido do ciclo do fósforo nos solos encontra-se representado na Figura 5.6.



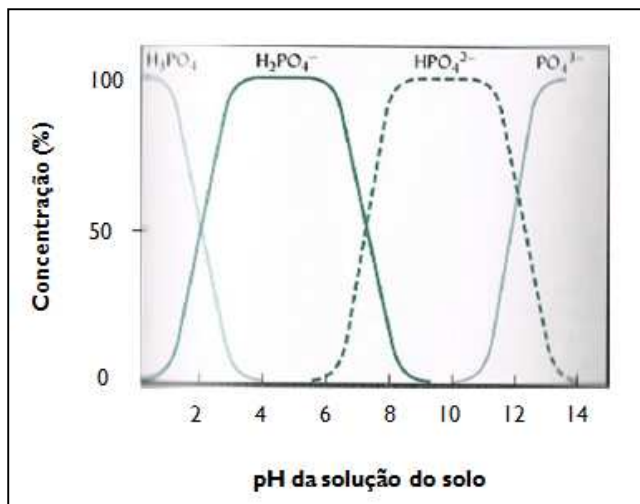
**Figura 5.6** – Esquema resumido do Ciclo do Fósforo nos solos (Adaptado de Santos, 2001).

No solo, o fósforo encontra-se na forma de fosfato, que pode encontrar-se na forma orgânica ou inorgânica. Na forma inorgânica, por sua vez, podem encontrar-se na solução do solo, ou na fracção sólida. O fosfato existente na solução do solo encontra-se em equilíbrio com as formas adsorvidas nos complexos argilo-húmicos, constituídos por partículas de óxidos de ferro e alumínio, argila e partículas de cálcio rodeadas por compostos húmicos. Ao precipitar, o fósforo poderá voltar à solução do solo, ocorrendo esta reacção de forma lenta (Figura 5.6). À semelhança do azoto e de outros elementos, o fósforo pode ser utilizado pelos

microrganismos do solo e imobilizar-se, situação que poderá ocorrer de forma temporária. A mineralização do fósforo é activada pela fosfatase existente nas raízes das plantas e em alguns microrganismos do solo (Villalobos *et al.*, 2002).

Em solos muito ácidos, dada a elevada quantidade de ferro e alumínio na forma iónica, o fósforo reage com estes iões formando compostos que, para baixos valores de pH, são bastante insolúveis. Também os óxidos de ferro e alumínio hidratados, os minerais de argila e diversos compostos orgânicos determinam a fixação e consequente imobilização do fósforo (Santos, 1976).

O fósforo inorgânico existente na solução do solo encontra-se sobretudo na forma de iões dihidrogenofosfato ( $H_2PO_4^-$ ) e hidrogenofosfato ( $HPO_4^{2-}$ ), com um equilíbrio dependente do pH (Figura 5.7).



**Figura 5.7** – Formas de fósforo existente na solução do solo de acordo com o pH (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

Os iões dihidrogenofosfato ( $H_2PO_4^-$ ) e hidrogenofosfato ( $HPO_4^{2-}$ ), podem ser absorvidos pelas plantas, ou utilizados pelos organismos do solo, embora não exista normalmente uma competição entre plantas e microrganismos por este nutriente.

A adsorção do fósforo ocorre para todos os valores de pH, envolvendo a sua imobilização em óxidos de ferro e alumínio; e secundariamente em óxidos de manganês, no caso de solos ácidos e, em solos calcários, a sua imobilização por ligação ao cálcio (Varennes, 2003).

## ii) Funções específicas do fósforo nas plantas

O fósforo é absorvido pelas plantas principalmente sob a forma do ião  $H_2PO_4^-$ . Contrariamente ao azoto e ao enxofre, o fósforo não é reduzido nos tecidos vegetais, mas sim ligado sob a forma de combinações orgânicas altamente oxidadas. Este elemento entra na composição dos fosfolípidos e ácidos nucleicos. As combinações químicas dos ácidos nucleicos com as proteínas resultam na formação de nucleoproteínas que são importantes constituintes dos núcleos das células vegetais (Meyer *et al.*, 1965).

Grande quantidade de fósforo existente numa planta adulta encontra-se nas sementes e nos frutos, órgãos onde se vai acumulando durante o período do seu desenvolvimento.

As funções do fósforo e do azoto no metabolismo das plantas encontram-se relacionados entre si, de diversas formas. Os compostos inorgânicos de azoto são rapidamente absorvidos e acumulam-se nos tecidos vegetais quando os fosfatos disponíveis estão em baixa concentração. Por outro lado, quando os fosfatos disponíveis são abundantes no meio em que se encontram as raízes, a absorção dos compostos com azoto inorgânico diminui. Neste sentido, a aplicação de fertilizantes fosfatados, pode alterar o equilíbrio azotado da planta (Meyer *et al.*, 1965).

## iii) Transporte do fósforo para os ecossistemas aquáticos

O interesse ecológico do fósforo vem do papel principal que ele desempenha no metabolismo biológico relativamente à pequena quantidade que está à disposição na hidrosfera (Wetzel, 1993; Varennes, 2003).

Quando comparado com a abundância natural de outros componentes nutricionais e estruturalmente importantes, o fósforo é menos abundante, sendo portanto o que mais vezes limita a produtividade biológica (Wetzel, 1993).

O teor em nutrientes, especialmente o fósforo, determina a produtividade primária, para um dado período e por volume de água, acelerando o processo de eutrofização, o que pode limitar os seus usos por parte das espécies piscícolas, recreio, indústria e consumo humano ou animal, à semelhança do que acontece com o azoto (Margalef, 1983; Sharpley & Halvorson, 1994; Martins, 2005).

A disponibilidade de fósforo na água depende da interacção qualitativa e quantitativa entre os sedimentos e a água, de forma espacial e temporal. A sua dinâmica interfere na qualidade da água e sofre também interferências por parte desta. A forma e quantidade de fósforo no escoamento superficial dos sistemas agrícolas são dependentes de outros factores, tais como,

a) fontes de poluição, b) mecanismos de transferência de sedimento e fósforo, c) transformações que ocorrem durante o transporte (Pellegrini, 2005).

### **5.3.4.1.3. Potássio**

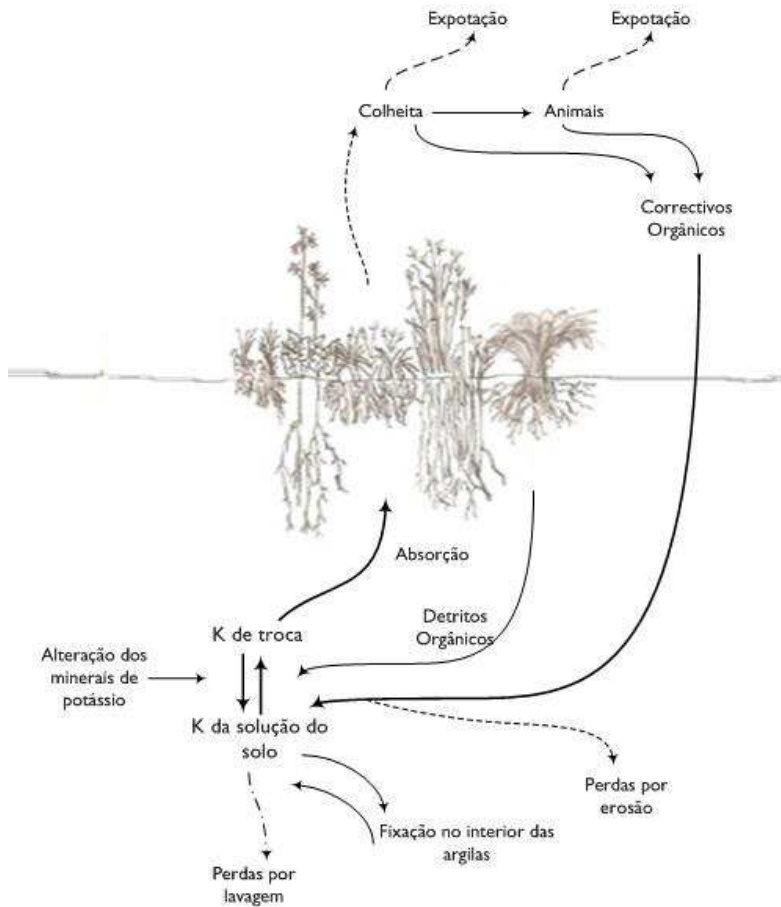
#### **i) Potássio no Solo**

O potássio, ao contrário de outros macronutrientes, não entra na composição de quaisquer compostos vitais da planta, no entanto, continua a ser um elemento essencial, desempenhando importantes funções no metabolismo vegetal, em particular no que se refere à síntese de glícidos e proteínas, activação de enzimas, relações hídricas da planta, melhoria de diversos aspectos da qualidade dos produtos, etc. (Santos, 2001).

O potássio é normalmente o mais abundante de todos os nutrientes no solo, embora existam grandes variações nos teores ou disponibilidades deste nutriente nos diferentes solos. Alguns têm níveis suficientes para satisfazerem as necessidades das culturas, enquanto que noutros, é necessário completar o existente no solo. Nos ecossistemas naturais as pequenas perdas de potássio que ocorrem por lixiviação, erosão e escoamento superficial, são compensadas pela meteorização dos minerais primários (Villalobos *et al.*, 2002; Varennes, 2003).

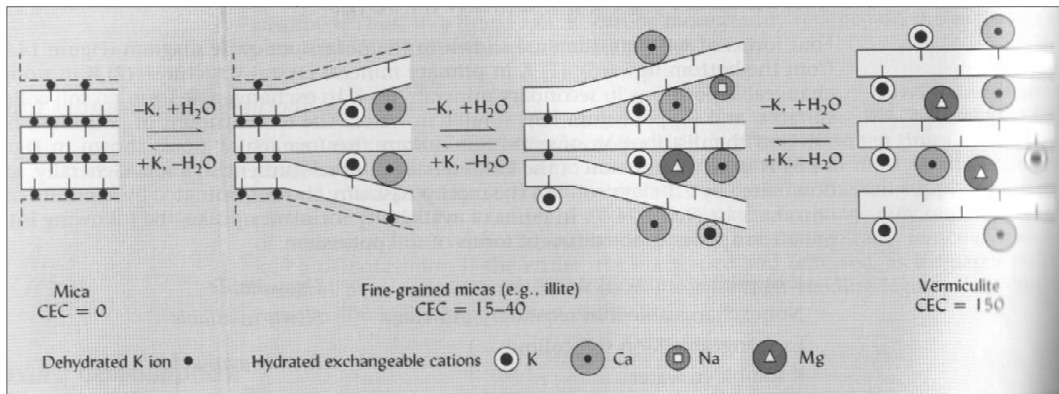
O potássio pode dizer-se que se encontra sempre nos solos em formas minerais, já que, mesmo quando constituintes dos seres vivos e da matéria orgânica, manterá a estrutura mineral, salientando-se as seguintes quatro formas: (1) na estrutura de minerais; (2) fixado em minerais argilosos; (3) no complexo de troca de compostos orgânicos e minerais; (4) na solução do solo (Varennes, 2003).

Na Figura 5.8 apresenta-se, de forma resumida, o comportamento do potássio no solo.



**Figura 5.8** – Esquema resumido do Ciclo do Potássio no solo (Adaptado de Santos, 2001).

A maior parte do potássio no solo está presente em minerais primários como micas e feldspatos (Villalobos, *et al*, 2002), que constituem uma forma de reserva, apenas susceptível de ser “mobilizada” quando aqueles materiais se alteram. A fracção mais activa do potássio encontra-se em minerais secundários, especialmente minerais argilosos (caulinite, ilite e esmectite) (Figura 5.9) (Varenes, 2003) e, em menor quantidade, na matéria orgânica, encontrando-se fixado ou em trocas rápidas com a solução do solo, desta forma a concentração do potássio de troca no solo, depende do teor de argila (Villalobos *et al*. 2002).



**Figura 5.9** – Relação do potássio com a fracção argilosa do solo (Brady & Weil, 2002).

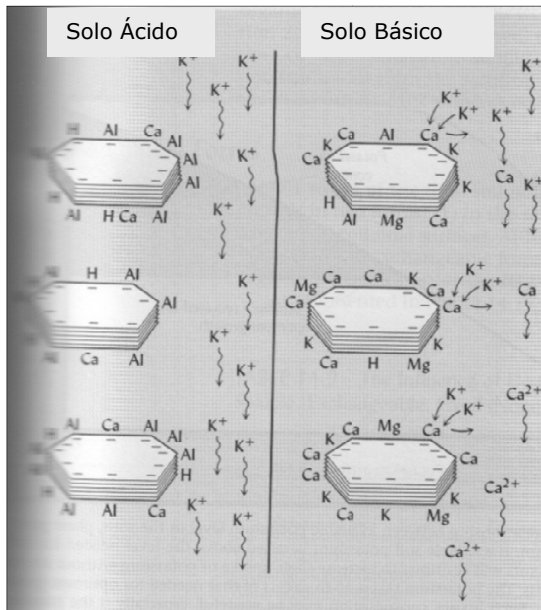
O potássio da solução do solo, é directamente utilizável pelas plantas, mas é também facilmente arrastado por lixiviação, dado que não apresenta retenção química, isto é, não forma, com os outros constituintes normais da solução do solo, compostos com solubilidade suficientemente baixa para impedir o seu arrastamento. Neste sentido, quando os solos apresentam elevadas concentrações de colóides orgânicos e minerais (em particular quando nestes últimos predominam minerais argilosos que favoreçam a fixação) o potássio terá tendência para ser pouco arrastado por lixiviação (apenas as perdas por erosão poderão ter algum significado). Nos solos muito pobres em colóides, pelo contrário, o potássio poderá sofrer acentuadas perdas, mesmo por infiltração.

O arrastamento do potássio pelas águas (quer sejam superficiais ou subterrâneas, mesmo nos solos muito pobres em colóides) será, em muitos casos, bastante provável.

No entanto o seu contributo para a poluição das águas é, de um modo geral, diminuto, já que elas têm, praticamente sempre teores elevados deste nutriente. Desta forma o potássio acaba por não contribuir, ou contribuir muito pouco para a eutofização, por outro lado, a não ser quando conduza a acentuados desequilíbrios com outros elementos, não afecta normalmente a qualidade da água (Santos, 1976; Santos, 2001; Brady & Weil, 2002).

O pH tem uma grande influência na fixação ou não do potássio no solo/sedimento, uma vez que os iões H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> (proveniente da dissociação do hidróxido de alumínio) reduzem a fixação de K<sup>+</sup> nos colóides do solo por competição no complexo de troca; com o aumento de pH os iões de H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> são removidos ou neutralizados, permitindo a fixação dos iões K<sup>+</sup>. Desta forma, a lixiviação do elemento K<sup>+</sup>, será tanto menor, quanto mais elevado for o pH do solo, uma vez que em solos alcalinos o ião monovalente K<sup>+</sup> consegue competir e substituir os iões bivalentes (Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>), no complexo de troca (Figura 5.10) (Brady & Weil, 2002).





**Figura 5.10** – Influência do pH sobre o potássio no complexo de troca do solo (Brady & Weil, 2002).

Em sistemas agrícolas, em prados e pastagens, e em florestas sujeitas a abates frequentes, o nutriente é exportado em grandes quantidades no material vegetal, que contém elevados teores de potássio.

## ii) Funções específicas do potássio nas plantas

O potássio existe nas plantas principalmente sob a forma de sais inorgânicos solúveis, mas pode ser encontrado também nas células sob a forma de sais de ácidos orgânicos. Apesar destes aspectos, o potássio é um elemento indispensável e não pode ser completamente substituído, mesmo por outros elementos quimicamente semelhantes como o sódio ou o lítio. As regiões jovens da planta e, em activo crescimento, especialmente gomos, folhas jovens e extremidades de raízes, são ricas em potássio, ao contrário das sementes e dos tecidos adultos, que são em regra pobres neste elemento (Meyer *et al.* 1965).

O potássio é um elemento com bastante mobilidade na planta. As redistribuições internas deste elemento verificam-se facilmente e mais ou menos de forma continuada durante a vida da planta. As folhas mais velhas e outros órgãos perdem frequentemente potássio que é transferido para as regiões em crescimento. Os tecidos da planta que se encontram no estado activo de crescimento possuem uma grande capacidade para acumular potássio, ao contrário do que sucede com as células que são fisiologicamente menos activas (Meyer *et al.* 1965).

### 5.3.4.2. Macronutrientes Secundários

Os macronutrientes secundários são os elementos cálcio, magnésio e enxofre. Trata-se de nutrientes que embora ainda absorvidos em quantidades relativamente elevadas pela grande maioria das plantas, admite-se que existem no solo em quantidades suficientes para satisfazer as necessidades das plantas e dispensar a sua aplicação directa nos solos (Santos, 1976).

#### 5.3.4.2.1. Cálcio

##### i) Cálcio no Solo

O cálcio no solo, excluindo a adição através de calagem e adubação, provém das rochas e minerais a partir dos quais o solo foi formado. Este elemento encontra-se na constituição de um grande número de minerais, podendo ser libertado após a meteorização destes.

Os iões cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) no solo podem encontrar-se 1) na água de percolação na solução do solo, 2) absorvidos pelas plantas e microrganismos e 3) adsorvidos em redor das partículas que constituem o complexo coloidal do solo, ou tornar-se insolúveis, como um composto secundário do solo (Coelho & Verlengia, 1973).

De uma forma geral, os solos de textura grosseira como os arenosos, provenientes de rochas pobres em minerais que contém cálcio, possuem baixas concentrações deste nutriente. Solos de textura fina, formados a partir de rochas ricas em minerais de cálcio, possuem, de uma forma geral, elevados teores de cálcio.

Contudo, nos solos brasileiros, com camadas superficiais frequentemente ácidas, como consequência da excessiva lixiviação pelas águas da chuva, forma-se dióxido de carbono, que ao percolar através do solo, origina a dissolução do cálcio, assim como de outros catiões, do complexo coloidal do solo.

Esta percolação de água através do solo, é grande, resultando no arrastamento do cálcio para as camadas mais profundas do solo, tornando cada vez mais ácida a camada superficial (Coelho & Verlengia, 1973; Brady & Weil, 2002).

O conteúdo de cálcio de troca no solo (adsorvido no complexo coloidal) é influenciado pelos seguintes factores: 1) textura do solo, uma vez que os solos de textura fina, em regra geral, são mais ricos em argila, retêm mais cálcio do que os de textura grosseira; 2) teor de matéria orgânica, uma vez que esta é a principal responsável pela retenção de nutrientes nos solos. Desta forma, quanto maior o teor de matéria orgânica no solo, maior a quantidade de cálcio que o solo pode reter no seu complexo; 3) lixiviação, uma vez que quanto maior for a

quantidade de água que percola através do solo, maior será o empobrecimento deste em cálcio. Neste sentido, as regiões sujeitas a elevadas precipitações, considerando idênticos os outros factores, possuem menor quantidade de cálcio de troca, do que regiões sujeitas a baixas precipitações; 4) remoção pelas culturas, uma vez que diferentes espécies de plantas extraem diferentes quantidades de cálcio, culturas de plantas exigentes neste nutriente, durante muitos anos seguidos, influencia o decréscimo do seu teor no solo (Coelho & Verlengia, 1973; Brady & Weil, 2002).

## ii) Funções específicas do cálcio nas plantas

O cálcio é um nutriente extremamente importante na nutrição vegetal e o mais abundante nas plantas, depois do potássio.

Grande parte deste elemento encontra-se, na maioria das plantas, localizado nas folhas, e, ao contrário do que sucede com o fósforo e com o potássio, é nas folhas mais velhas que o cálcio existe em maior quantidade.

Em muitas espécies de plantas o cálcio encontra-se presente sob a forma de cristais insolúveis de oxalato de cálcio, o cálcio forma também sais com outros ácidos orgânicos e entra na combinação química de moléculas proteicas (Meyer *et al.*, 1965).

A deficiência de cálcio na planta produz um crescimento de forma irregular das folhas, sendo o crescimento da raiz, tanto no sentido longitudinal, como lateral, prejudicado (Coelho & Verlengia, 1973).

### 5.3.4.2.2. Magnésio

#### i) Magnésio no Solo

O magnésio aparece no solo em maior quantidade do que o cálcio e, como este, existe na forma adsorvida, retido no complexo coloidal do solo e na forma de magnésio de troca ( $Mg^{2+}$ ).

Possui um comportamento muito semelhante ao do cálcio, sendo influenciado pelos mesmos factores (Coelho & Verlengia, 1973).

## ii) Funções específicas do magnésio nas plantas

O magnésio é um elemento constituinte da clorofila, principal responsável pela fotossíntese.

Intervém na migração do fósforo nas plantas e está associado a fenômenos de síntese de enzimas, hidratos de carbono e gorduras (Meyer *et al.*, 1965; Santos, 1976).

As deficiências de magnésio ocorrem geralmente nos mesmos solos em que se verificam as de cálcio, muito lixiviados, mas podem também ocorrer em solos alcalinos. Devido à grande mobilidade do magnésio dentro da planta, as deficiências tendem a aparecer principalmente nas folhas mais velhas e manifestam-se, na maior parte dos casos por cloroses entre as nervuras (Santos, 1976).

### 5.3.4.2.3. Enxofre

#### i) Enxofre no Solo

O enxofre, juntamente com o carbono, o azoto, o oxigênio e o fósforo, é um dos principais constituintes da matéria orgânica. Ele é essencial aos organismos devido à sua incorporação em aminoácidos, proteínas, enzimas, vitaminas e outras moléculas (Cabrera, 2005).

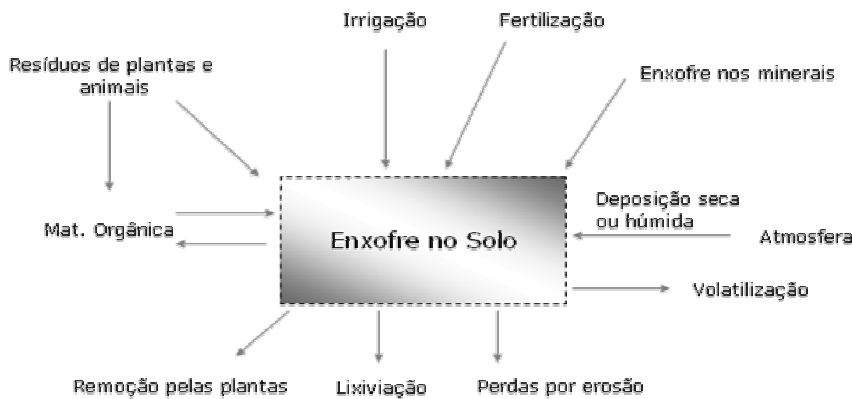
A deficiência de enxofre não é tão comum como a de azoto, fósforo ou potássio, até porque as necessidades em enxofre das plantas são menores do que as deficiências em azoto e potássio, encontrando-se o enxofre geralmente na solução do solo em teores muito superiores aos do fósforo, sendo transportado para as raízes sobretudo por fluxo de massa. Contudo, a carência em enxofre é vulgar em solos com rochas-mãe pobres neste elemento, ou quando ocorre elevada meteorização e lixiviação dos nutrientes sobretudo se, simultaneamente, a deposição a partir da atmosfera for baixa. Por estas razões, as carências do nutriente são frequentes nas regiões tropicais pouco industrializadas e afastadas do mar. Acresce que, em muitos países destas regiões, é ainda vulgar a queima dos resíduos das culturas, ou da vegetação espontânea, como método de preparação do solo. O enxofre contido nos tecidos vegetais é, em grande parte, convertido em dióxido de enxofre durante a combustão do material e perdido para a atmosfera, agravando a carência neste elemento (Varenes, 2003).

O teor de matéria orgânica do solo e a taxa de transformação operada por micronutrientes determinam grandemente a quantidade deste elemento, disponível para as plantas. Conforme o estado redox do solo, assim vão predominar formas minerais oxidadas ou reduzidas de azoto e enxofre.

Este nutriente pode ser perdido por lixiviação, fenómeno que pode ser acompanhado pelo empobrecimento em bases, contribuindo para a acidificação dos solos.

As principais formas de enxofre disponíveis são provenientes de:

- Mineralização da matéria orgânica, meteorização de formas minerais, deposição do elemento a partir da atmosfera e a aplicação de fertilizantes (Figura 5.11).



**Figura 5.11** – Relação entre ganhos e perdas de enxofre no solo (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

Na atmosfera, um grande volume de gases é emitido por duas fontes: actividades vulcânicas, que libertam óxidos de enxofre e, principalmente, sulfato de hidrogénio e, pela queima de combustíveis fósseis. Este último representa cerca de 40% a 50% ou mais, da quantidade total de dióxido de enxofre emitido pela atmosfera. Portanto, a queima de combustíveis fósseis é a perturbação antrópica mais significativa neste ciclo (Cabrera, 2005).

Outras emissões para a atmosfera são: a libertação de dimetil sulfato pelo fitoplâncton na superfície dos oceanos e a emissão de sulfato através do “spray marinho”, que são gotículas de água formadas nas ondas e levadas pelo vento. Também o sulfato de hidrogénio produzido em sedimentos e em água anóxicas, volatiliza-se e passa para a atmosfera.

A queima de biomassa vegetal constitui a maior fonte antrópica de enxofre (12% do total de emissões). Muitas indústrias utilizam compostos de enxofre como matéria prima, que uma vez emitindo esses compostos nos seus efluentes, acabam por chegar ao meio aéreo e hídrico. Entre estas indústrias, destacam-se as indústrias de celulose, têxtil, fertilizantes e de refinaria de petróleo.

Para além das fontes industriais, também o lançamento de esgotos domésticos, é uma fonte considerável de enxofre.

## ii) Funções específicas do enxofre nas plantas

O enxofre encontra-se em regra bastante bem distribuído por todos os tecidos e órgãos vegetais. Este elemento é um dos constituintes dos aminoácidos cistina, cisteína e metionina, três compostos que entram na constituição das proteínas vegetais, e ainda da tiamina e biotina, importantes hormonas vegetais (Meyer *et al.*, 1965).

É absorvido, através das raízes, sob a forma de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). As folhas das plantas podem também, à semelhança do que se verifica com os gases azotados, absorver, através dos estomas, enxofre na forma de  $\text{SO}_2$ . Considera-se no entanto importante referir que o  $\text{SO}_2$ , quando presente em elevadas concentrações, é bastante fitotóxico (Meyer *et al.*, 1965; Santos, 2001).

Embora o enxofre penetre na planta na forma oxidada, ele é normalmente reduzido ao grupo sulfidrílico (SH) aquando da formação de aminoácidos ou de outras moléculas orgânicas contendo enxofre. O enxofre das moléculas orgânicas das células vivas pode ser reconvertido em enxofre inorgânico, geralmente no ião sulfato, sob cuja forma pode ser redistribuído no interior da planta e de novo utilizado na formação de compostos sulfurosos orgânicos noutros tecidos. Quantidades relativamente grandes de enxofre podem ser deslocadas, por este processo, das folhas para as sementes e frutos em vias de maturação.

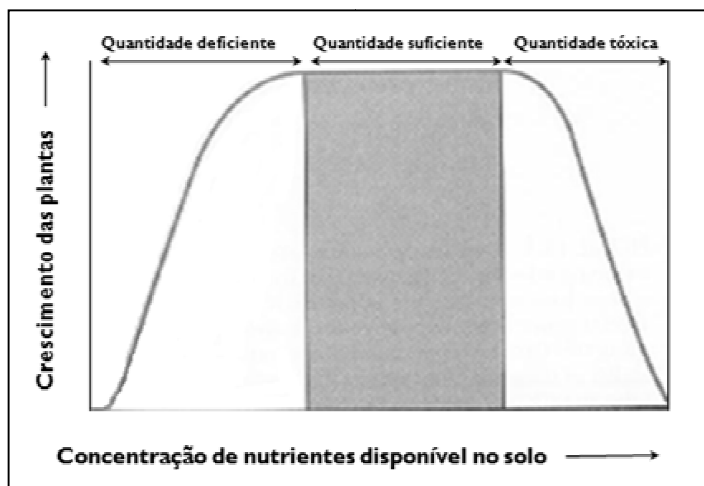
Os sintomas da deficiência de enxofre nas plantas são semelhantes, de uma forma geral, dos sintomas característicos da deficiência de azoto (Meyer *et al.*, 1965).

### 5.3.4.3. Micronutrientes

#### 5.3.4.3.1. Introdução

Designam-se por micronutrientes os elementos que são essenciais às plantas, em quantidades relativamente baixas (Coelho & Verlegia, 1973). Quando adsorvidos pelas plantas em quantidades superiores a determinados limites, podem causar fitotoxicidade, motivo pelo qual no domínio da fertilização e poluição, poderão originar problemas de deficiências ou de excessos, problemas ao nível da quantidade das colheitas, ou até mesmo da sua qualidade (Santos, 2001).

Brady & Weil (2002) descrevem esta relação no seguinte gráfico (Figura 5.12):



**Figura 5.12** – Relação existente entre a concentração de micronutrientes disponíveis no solo e o crescimento e desenvolvimento das plantas (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

Nos micronutrientes considerados essenciais incluem-se o ferro, o manganês, o zinco, o cobre, o níquel, o boro, o molibdénio e o cloro. Estes, de acordo com alguns autores (Santos, 2001; Varennes, 2003), devido ao seu comportamento no solo ser bastante condicionado pelo facto de, ao sofrerem ionização, poderem conduzir à formação de catiões ou aniões, podem ser subdivididos em micronutrientes catiões e micronutrientes aniões.

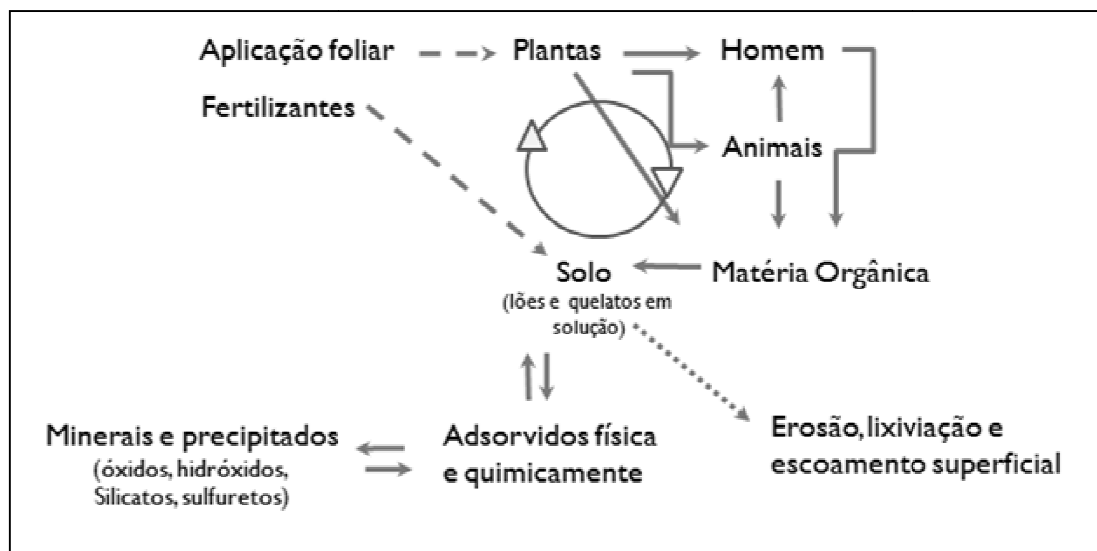
No grupo dos micronutrientes catiões, encontram-se incluídos o ferro ( $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$ ), o manganês ( $\text{Mn}^{2+}$  e outros), o zinco ( $\text{Zn}^{2+}$ ) e o cobre ( $\text{Cu}^{2+}$ , embora possa também ocorrer na forma reduzida,  $\text{Cu}^+$ , sendo esta estável, apenas em condições especiais) (Santos, 2001).

Incluem-se no grupo dos micronutrientes aniões o boro ( $\text{BO}_3^{3-}$ ), o molibdénio ( $\text{MoO}_4^{2-}$ ) e o Cloro ( $\text{Cl}^-$ ) (Santos, 2001).

A distribuição dos micronutrientes no solo encontra-se intimamente relacionada com o material de origem desses solos. Neste sentido, as quantidades de micronutrientes existentes num determinado tipo de solo, são consequência do seu teor nas rochas que lhe deram origem e dos processos de meteorização a que estas estiveram sujeitas (Coelho & Verlengia, 1975). Dependem também de actividades antrópicas, nomeadamente, actividades mineiras e indústrias de transformação dos minérios.

Os micronutrientes podem estar presentes na estrutura dos minerais, adsorvidos nos colóides, quelatados com a matéria orgânica, precipitados ou em solução (Varennes, 2003).

O ciclo biogeoquímico dos micronutrientes no solo pode ser representado, pelo esquema que se apresenta na Figura 5.13.



**Figura 5.13** – Ciclo geoquímico dos micronutrientes no solo (Adaptado de Varennes, 2003).

Uma importante fonte secundária de micronutrientes é a matéria orgânica.

Em solos não cultivados, a maior concentração de micronutrientes encontra-se nas camadas superficiais. Estes micronutrientes, apenas se tornam biodisponíveis quando esta matéria orgânica se encontra decomposta (Varennes, 2003).

As deficiências de micronutrientes no solo encontram-se principalmente relacionadas com o tipo de solos e o pH (Coelho & Verlengia, 1975; Varennes, 2003).

Os solos arenosos, sujeitos a intensa lixiviação, são pobres em nutrientes, porque à baixa fertilidade intrínseca, resultante da inexistência de quantidades apreciáveis de argila, juntam-se as elevadas perdas dos nutrientes adicionados por arrastamento nas águas de drenagem (Varennes, 2003).

A erosão do solo, com perda da camada arável, mais rica em matéria orgânica, onde grande parte dos micronutrientes, se encontram retidos, resulta numa menor fertilidade e pode originar carência de micronutrientes (Varennes, 2003).

De uma forma geral o pH e o teor de cálcio no solo, exercem grande influência da disponibilidade de micronutrientes existentes no solo.

Os micronutrientes catiões como o ferro, o manganês, o zinco e o cobre, em condições ácidas, apresentam maior solubilidade e disponibilidade.

Em condições muito ácidas, a concentração de um ou mais destes micronutrientes, na forma solúvel, pode tornar-se excessivamente elevada, sendo tóxicos para as plantas.



Com o aumento do pH, os cátions ferro, manganês, zinco e cobre, diminuem a sua solubilidade, passando para formas insolúveis (Coelho & Verlengia, 1975).

### 5.3.4.3.2. Micronutrientes cátions

#### i) Zinco

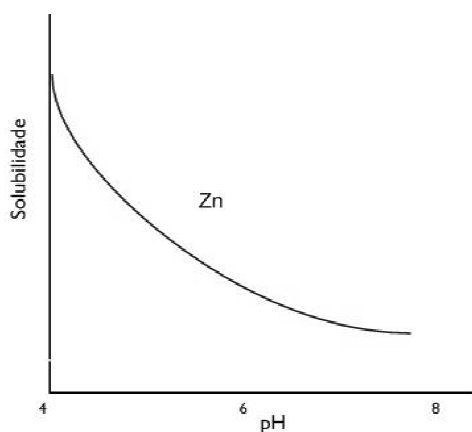
O óxido de zinco tem sido bastante utilizado em actividades metalúrgicas, como pigmento. O zinco forma precipitados solúveis com os iões  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_3^{2-}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  (Nascentes, 2006).

A maior parte dos solos contém entre 50 a 300 mg Zn  $\text{Kg}^{-1}$  de solo. Os valores mais elevados dizem respeito a solos de textura fina ricos em matéria orgânica (Coelho & Verlengia, 1973; Varennes, 2003). Contudo, mais de 90% do zinco encontra-se na estrutura de minerais primários e secundários. O zinco substitui o ferro e o magnésio nos minerais ferromagnesianos, anfíbolos e biotite. Forma ainda sais insolúveis como a hemimorfite  $[\text{Zn}_4(\text{OH})_2\text{Si}_2\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ , a zincite (ZnO) e a smithsonite ( $\text{ZnCO}_3$ ). O zinco também substitui o magnésio nas esmectites. O restante zinco presente no solo está adsorvido quimicamente aos colóides minerais do solo, no complexo de troca, quelatado pela matéria orgânica ou em solução (Varennes, 2003).

O teor de zinco em solução é muito baixo quando a sua origem é litogénica. Em solos ácidos, encontra-se sobretudo na forma iónica livres ( $\text{Zn}^{2+}$ ). A pH mais elevado surgem outros iões como  $\text{Zn}(\text{OH})^+$ ,  $\text{Zn}(\text{HCO}_3)^+$  e  $\text{ZnCO}_3^0$ . Cerca de 60% do zinco em solução está quelatado em pequenas moléculas orgânicas, como ácidos orgânicos e aminoácidos.

Os principais factores que influenciam a retenção e a disponibilidade de zinco nos solos são 1) a reacção, 2) a textura, 3) o teor de matéria orgânica, 4) o teor de carbonatos, 5) o teor de óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e magnésio, 6) o teor de fosfatos, 7) o potencial redox e 8) o pH (Coelho & Verlengia, 1973; Varennes, 2003).

A relação existente entre o pH do solo e a solubilidade do zinco, encontra-se apresentada na Figura 5.14.



**Figura 5.14** – Relação entre a solubilidade do zinco e o pH do solo (Adaptado de Coelho & Verlengia, 1973).

Solos de textura fina e com elevada capacidade de troca catiónica mantêm maiores quantidades de zinco em posições de troca, facilmente disponíveis para as plantas. A presença de óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e magnésio diminui a quantidade de zinco à disposição das plantas, pois estes fornecem locais de adsorção. A adsorção e a precipitação do nutriente aumenta com o pH do solo (Coelho & Verlengia, 1973, Varennes, 2003).

Nos solos calcários o zinco precipita na forma de hidróxido  $[Zn(OH)_2]$  e é adsorvido quimicamente e recoberto pelos carbonatos. Embora o zinco não tenha tanta tendência para formar quelatos como o cobre ou o ferro, a aplicação de materiais orgânicos ao solo pode aumentar a sua disponibilidade por originar quelatos solúveis, ou diminuí-la por retirar o elemento de solução. Teores elevados de fósforo induzem uma deficiência de zinco devido ao antagonismo entre estes nutrientes (Varennes, 2003).

Este elemento, quando presente em elevadas concentrações no organismo, pode causar sérios problemas no esófago e estômago, além de eventuais problemas nos pulmões e ser corrosivo para a pele. A intoxicação aguda e crónica encontra-se directamente ligada à via de absorção do metal, causando, por ingestão, vômitos, calafrios e pneumonia (Nascentes, 2006).

## ii) Cobre

No solo, o cobre pode existir principalmente nas seguintes formas 1) solúvel em água; 2) adsorvido pelas plantas e 3) como fazendo parte de compostos orgânicos (Coelho & Verlengia, 1973).

Os solos orgânicos contém aproximadamente a mesma quantidade de cobre total que os solos minerais. O conteúdo de cobre nos solos, varia entre 2 a 100 ppm, podendo atingir valores médios na ordem de 25 a 60 ppm, podendo os solos arenosos conter teores na ordem dos 1 a 30 ppm (Coelho & Verlengia, 1973), estes teores podem ser bastante superiores, em solos contaminados com o metal.

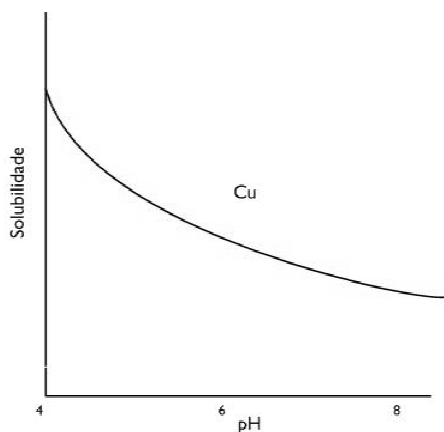
Grande parte do cobre está presente na estrutura de vários minerais, onde substitui o manganês, o ferro e o magnésio (substituições isomórficas). Em condições oxidantes praticamente não se formam óxidos, carbonatos ou sulfatos de cobre, dada a baixa concentração do elemento na solução do solo (Varennes, 2003).

O cobre pode também encontrar-se adsorvido quimicamente nos colóides minerais do solo, no complexo de troca, quelatado ou em solução (Varennes, 2003).

A retenção e disponibilidade do cobre nos solos depende 1) da textura, 2) do teor de matéria orgânica, 3) da reacção, 4) do teor de carbonatos, 5) do teor de óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e manganês e 6) do pH (Coelho & Verlengia, 1973; Varennes, 2003).

De acordo com Nascentes (2006) a afinidade de adsorção específica do cobre é seguinte: óxidos de manganês > matéria orgânica > óxidos de ferro > minerais de argila.

A quantidade de cobre disponível no solo depende do pH, aumentando a sua solubilidade com o aumento da acidez (Figura 5.15).



**Figura 5.15** – Relação entre a solubilidade do cobre e o pH do solo (Adaptado de Coelho & Verlengia, 1973).

A toxicidade do cobre é fruto da actividade do homem e deriva da aplicação contínua de fungicidas contendo cobre, sobretudo em vinhas e pomares, da aplicação ao solo de efluentes de suinicultura e avicultura, ricos no elemento, da aplicação ao solo de lamas de tratamento de águas residuais urbanas e de resíduos urbanos, de actividades mineiras em jazidas metálicas e de actividades industriais que poluem a atmosfera. Elevadas concentrações de cobre induzem a deficiência de ferro em compostos orgânicos por o cobre o substituir em várias proteínas.

A toxicidade do cobre é mais marcada em solos ácidos devido à sua maior disponibilidade nestas condições, podendo ser corrigida pela calagem do solo. A aplicação de matéria orgânica também diminui a toxicidade por quelatar o elemento (Varennes, 2003).

Elevadas concentrações deste elemento podem também ser encontradas em águas de drenagem de minas (Nascentes, 2006).

No seres humanos, a ingestão de doses excessivamente elevadas pode originar problemas de irritação e corrosão da mucosa, danos capilares, problemas hepáticos e renais e irritação ao nível do sistema nervoso central, seguida de depressão. A intoxicação é muito rara apesar do metal ser biocumulativo, podendo trazer problemas a seres invertebrados e a algumas espécies de peixes (Nascentes, 2006).

### iii) Manganês

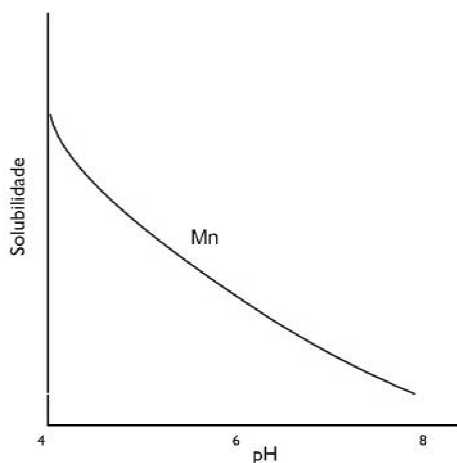
O Manganês é um dos mais abundantes micronutrientes existentes no solo e pode, em certos solos tropicais, alcançar concentrações da ordem dos 10% (Coelho & Verlengia, 1973).

O Manganês ocorre no solo na forma de óxidos e de oxi-hidróxidos, de solubilidades variáveis, adsorvido quimicamente nos colóides, no complexo de troca, quelatado ou em solução (Coelho & Verlengia, 1973; Varennes, 2003).

Os minerais mais vulgares incluem a pirolusite ( $\beta\text{-MnO}_2$ ), a manganite ( $\text{MnOOH}$ ) e a hausmanite ( $\text{Mn}_3\text{O}_4$ ). Os óxidos e oxi-hidróxidos de manganês podem também formar nódulos, ou filmes à superfície dos agregados e têm elevada capacidade para adsorver quimicamente o níquel, o cobre e o cobalto. O manganês pode também coprecipitar com o ferro (Albarède, 2003; Varennes, 2003), mecanismo muito importante em ambientes tropicais.

Os principais factores que influenciam a retenção e a disponibilidade do manganês nos solos são 1) a reacção, 2) a presença de carbonatos, 3) o teor de matéria orgânica, 4) a textura, 5) o potencial redox e 6) o pH.

A solubilidade do manganês diminui com o pH sendo a sua carência vulgar em solos alcalinos, especialmente em solos calcários, dado que o nutriente é adsorvido à superfície das partículas de carbonato (Figura 5.16). Nos solos ácidos poderá existir grande quantidade de ião manganês livre ( $\text{Mn}^{2+}$ ) (Varennes, 2003).



**Figura 5.16** – Relação entre a solubilidade do manganês e o pH do solo (Adaptado de Coelho & Verlengia, 1973).

O manganês forma quelatos, tanto com pequenos ligandos orgânicos como com grandes moléculas insolúveis, embora estes não sejam muito estáveis e libertem facilmente o ião. A matéria orgânica funciona como uma reserva do elemento, mas pode agravar uma deficiência se retirar mais nutriente da solução do solo (Varennes, 2003).

Os solos de textura fina são mais ricos em manganês por adsorverem quimicamente o nutriente dado possuírem maior capacidade de troca catiónica.

Conforme o potencial redox, assim o número de oxidação do elemento varia entre (IV) e (II):



A redução é favorecida em solos ácidos e com baixos potenciais redox. Logo, a toxicidade do manganês é vulgar em solos ácidos ou alagados e a deficiência em solos calcários ou em solos que sofrem calagem (Varenes, 2003).

O manganês é um nutriente indispensável às plantas e aos seres humanos quando em concentrações baixas, sendo tóxico em altas concentrações. Acumula-se principalmente no fígado, nos rins e nas glândulas endócrinas, assim como no cérebro e nos ossos, podendo em situações de intoxicação crónica, causar disfunções no sistema neurológico (Nascentes, 2006).

#### iv) Ferro

O ferro é um elemento de transição que pode mudar facilmente o seu estado de oxidação, recebendo ou doando electrões. Os principais minerais primários que possuem ferro na sua constituição são silicatos ferromagnesianos como a augite, a hornblenda, a olivina e a biotite. O ferro que é libertado pela meteorização destes minerais é precipitado na forma de óxidos, oxi-hidróxidos, carbonatos de ferro (III) ( $\text{Fe}^{3+}$ ) e sulfuretos (Brady & Weil, 2002; Varenes, 2003).

A retenção e disponibilidade de ferro nos solos dependem dos seguintes factores: 1) textura, contendo os solos de textura fina mais ferro adsorvido (adsorvido quimicamente no complexo de troca); 2) teor de matéria orgânica, uma vez que esta forma quelatos com o ferro impedindo a sua precipitação; 3) reacção, uma vez que a solubilidade do solo diminui com o pH; 4) teor de calcário, uma vez que em solos calcários, a disponibilidade do ferro é baixa devido ao elevado pH, tamponizado pelos níveis elevados do ião hidrogenocarbonato e 5) potencial redox, uma vez que em solos alagados, o ferro (III) ( $\text{Fe}^{3+}$ ) é reduzido para ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ), resultando numa maior solubilidade dos compostos formados (Varenes, 2003).

Uma das principais funções do ferro nas plantas é a de catalisador na produção da clorofila (Coelho & Verlengia, 1973).

A deficiência de ferro utilizável nos solos é raras vezes um factor limitante no desenvolvimento das plantas, embora possam verificar-se algumas excepções e esta regra. A deficiência de ferro nos solos, é geralmente mais uma consequência da sua solubilidade, do que da sua ausência.

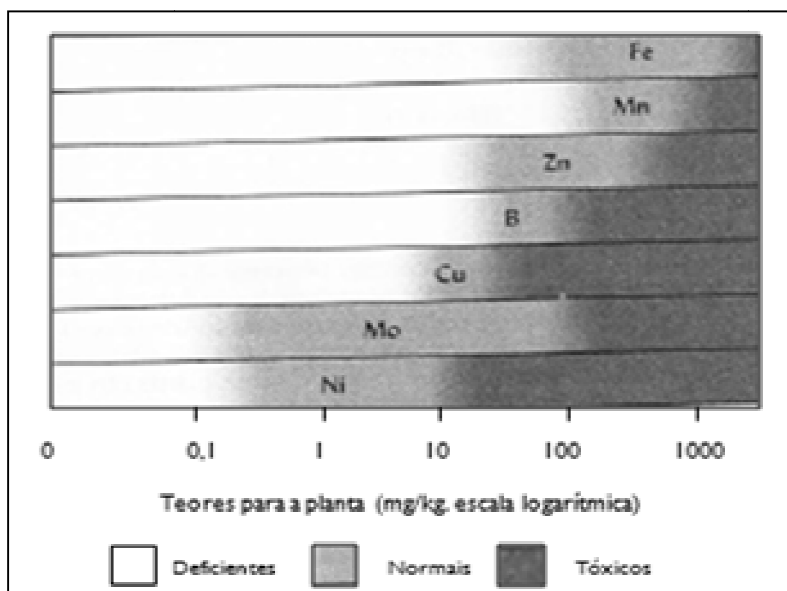
A quantidade de ferro existente nos tecidos vegetais é relativamente baixa (Meyer *et al.*, 1965).

O ferro é dos elementos da planta com menos mobilidade, sendo a sua redistribuição de um tecido para o outro, muito pequena. Por este motivo, a falta de ferro na planta caracteriza-se por uma coloração verde-pálida nas plantas novas, em crescimento e, por clorose das folhas na parte aérea, entre as nervuras (Meyer *et al.*, 1965; Coelho & Verlengia, 1973).

### 5.3.4.3.3. Micronutrientes aniões

Incluem-se neste grupo o boro ( $\text{BO}_3^{3-}$ ), o molibdénio ( $\text{MoO}_4^{2-}$ ) e o cloro ( $\text{Cl}^-$ ).

O comportamento dos micronutrientes aniões nos solos encontra-se influenciado pelas mesmas características do solo, que influenciam os micronutrientes catiões, com excepção do molibdénio, que possui, de uma forma geral, um comportamento oposto aos dos micronutrientes catiões, no que se refere à reacção do solo (Figura 5.17) (Santos, 2001; Brady & Weil, 2002).



**Figura 5.17** – Concentração deficiente, normal e tóxica de diferentes micronutrientes no solo. Nesta figura as concentrações encontram-se apresentadas numa escala logarítmica para melhor representar as diferenças existentes entre o molibdénio e os restantes nutrientes (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

### **i) Boro**

Embora, de uma forma geral este elemento seja necessário às plantas, apenas em pequenas quantidades, as necessidades de boro, variam consideravelmente entre as diferentes espécies de plantas.

Nas plantas deficientes em boro, podem observar-se numerosas reações fisiológicas e alterações morfológicas que diferem entre as espécies e com as condições ambientais.

Este elemento, na maioria das plantas, não é um elemento de fácil mobilidade. Atinge a sua maior concentração nas folhas, fixando-se nas células foliares, de tal forma, que a sua transferência para outros tecidos, é impedida (Meyer *et al.*, 1965).

O boro é absorvido pelas culturas, sobretudo na forma de ácido bórico ( $H_3BO_3$ ) e encontra-se no solo, principalmente, na constituição de minerais (sobretudo a turmalina), adsorvido em minerais de argila e em oxi-hidróxidos de ferro e alumínio e, na solução do solo.

O comportamento deste elemento no solo, é desta forma, influenciado pelos colóides minerais e orgânicos presentes no mesmo (Santos, 2001).

As quantidades de boro que, em condições normais, se encontram nos solos não levam, de um modo geral, a reechar poluição, por excesso, nas plantas, nos solos e nas águas. No entanto, a aplicação de certos adubos e algumas águas de rega, podem provocar o aparecimento de teores que, pelo menos, são prejudiciais à sua fitotoxicidade (Santos, 2001).

### **ii) Molibdénio**

Este elemento forma no solo normalmente, o ião molibdato ( $MoO_4^{2-}$ ), forma na qual é absorvido e, possui um comportamento que, em relação ao pH, se pode considerar oposto ao dos micronutrientes catiões.

O molibdato é fortemente retido por adsorção em solos ácidos, sobretudo quando estes são ricos em óxidos de ferro e de alumínio, razão pela qual as deficiências neste elemento são mais prováveis nestes solos (Santos, 2001).

De todos os micronutrientes, o molibdénio é aquele que é necessário às plantas, em menores quantidades (Meyer *et al.*, 1965).

Nas plantas, este elemento desempenha um papel importante no metabolismo do azoto, em particular na redução dos nitratos, contribuindo desta forma para uma menor probabilidade de

ocorrência de poluição dos elementos vegetais devido a excessivos teores de  $\text{NO}_3^-$  (Meyer et al., 1965; Santos, 2001).

### iii) Cloro

O cloro forma no solo o íon  $\text{Cl}^-$  e, possui um comportamento caracterizado pela ausência de adsorção nos colóides. Este aspecto e, a sua baixa solubilidade, faz com que este elemento fique bastante disponível para ser arrastado pela água. Este arrastamento, desde que, não conduza a um excessivo enriquecimento na água, pode, na maioria dos casos, tornar-se benéfico em termos de poluição, uma vez que, existindo em menor concentração no solo, existe uma menor probabilidade de provocar a sua salinização, a toxicidade em diversas culturas, de diminuir aspectos de qualidade de algumas culturas e aumentar a mobilidade e posterior transferência para a água de alguns metais, em particular o cádmio (Santos, 2001).

#### 5.3.4.4. Elementos Benéficos

No grupo dos elementos benéficos, incluem-se os nutrientes alumínio, sódio, cobalto e silício (Santos, 2001; Varennes, 2003).

##### 5.3.4.4.1. Alumínio

O alumínio é considerado o terceiro elemento químico mais frequente na crosta terrestre. Os minerais de argila primários e secundários são, em grande parte, estruturalmente formados por  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , juntamente com o  $\text{SiO}_2$  (Sposito, 1989; Machado, 1997).

O comportamento do alumínio no solo encontra-se intimamente relacionado com o pH, o qual vai condicionar o tipo de íões de alumínio que terão tendência para predominar, os valores das capacidades de troca catiónica e aniónica e a maior ou menor solubilidade dos compostos que sejam formados (Santos, 2001).

Desta forma, em meios ácidos (valores de pH entre 3 e 5) ocorre a dissolução do alumínio dos silicatos e dos oxi-hidróxidos, formando-se íões de alumínio  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_n]^{3+}$  e diversos outros, permitindo deste modo que aquele elemento passe para a solução do solo, a partir da qual pode ser adsorvido e transferido para as águas, alterando a sua qualidade (Machado 1997; Santos, 2001).



A solubilidade e a deslocação do alumínio pode ser também fortemente influenciado pela presença de compostos orgânicos naturais do solo como o ácido cítrico, o ácido oxálico, os ácidos húmicos e, principalmente pelos ácidos fúlvicos, por apresentarem, relativamente aos ácidos húmicos, maior quantidade de grupos funcionais (p. ex. COOH-) e maiores valores de estabilidade (Machado, 1997). Como resultado ocorre a quelatização do alumínio, reduzindo os teores na solução do solo e, conseqüentemente, a sua biodisponibilidade e mobilidade. A quelatização, sempre que conduza à formação de complexos estáveis e de baixa solubilidade, contribuirá também para diminuir a absorção pelas plantas e microrganismos e, o arrastamento para as águas (Santos, 2001). A natureza e a quantidade de argila e, de óxidos e hidróxidos presentes nos solos, para além de condicionarem o teor de alumínio total dos solos, influenciam a maior ou menor facilidade com que aquele elemento pode passar para a solução do solo e o tipo de compostos que mais provavelmente poderá formar (Santos, 2001).

O alumínio é considerado indispensável para algumas plantas como as hortênsias, as azáleas e o chá e, parece ser útil, quando absorvido em muito pequenas quantidades, para diversas outras, no entanto, o seu aspecto mais relevante na nutrição vegetal, encontra-se associado ao seu papel fitotóxico, sendo considerado, por tal motivo, o principal factor responsável pelo deficiente crescimento de quase todas as plantas quando cultivadas em solos muito ácidos (Santos, 2001; Albarède, 2003).

Torna-se importante, no entanto, referir que o comportamento químico variado do alumínio sob diferentes formas nos solos e a complexidade das suas reacções na solução do solo, associado ao facto das espécies e variedades de plantas poderem reagir com maior ou menor tolerância à presença de alumínio, torna difícil o desenvolvimento de metodologias capazes de medir o efeito limitativo deste elemento no crescimento das plantas (Machado, 1997).

As acções fisiológicas e bioquímicas do alumínio na planta têm sido estudadas por vários autores (Meyer *et al.* 1965; Sposito, 1989; Machado, 1997; Santos, 2001; Brady & Weil, 2002; Varennes, 2003) e os mecanismos pelos quais o alumínio afecta as funções celulares podem ser resumidas da seguinte forma: 1) alterações da membrana das células da raiz; 2) inibição da síntese de ADN e divisão celular; 3) inibição do crescimento celular; 4) alteração na absorção de nutrientes; 5) efeito sobre a simbiose rizóbio/leguminosa.

#### 5.3.4.4.2. Sódio

O comportamento do sódio no solo apresenta semelhanças com o do cálcio e do magnésio. Encontra-se presente na estrutura de alguns minerais, como feldspatos, no complexo de troca e em solução.

O teor deste elemento nos solos depende fundamentalmente do balanço entre as entradas e saídas deste elemento. A rega com água rica em sais é o principal factor responsável pelo enriquecimento em sódio de muitos solos cultivados. O sódio é ainda depositado a partir da atmosfera, sobretudo em regiões costeiras, uma vez que o mar é uma fonte deste elemento. O sódio é perdido por lixiviação (secundariamente por escoamento superficial e erosão). Estas perdas podem ser consideráveis, uma vez que este elemento é fracamente retido no solo (Santos, 2001; Varennes, 2003)

#### 5.3.4.4.3. Cobalto e Silício

O silício é o segundo elemento mais abundante na litosfera, depois do oxigénio e, faz parte da estrutura da maior parte dos minerais. Quase todos os solos são muito ricos em silício, mas os solos intensamente meteorizados e ricos em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, praticamente não contêm estes elemento (Santos, 2001; Varennes, 2003).

O cobalto é abundante nas rochas ígneas ultrabásicas, ricas em minerais ferromagnesianos. Nos solos, para além de fazer parte da estrutura destes minerais, encontra-se quelatado na matéria orgânica e na matriz do solo (Varennes, 2003).

Estes elementos de uma forma geral, não se encontram associados a situações de poluição relacionada com fertilizantes (Santos, 2001).

#### 5.3.4.5. Elementos Tóxicos

Os elementos tóxicos, são também designados por elementos vestígias, oligoelementos ou metais pesados, são aqueles que estão presentes em concentrações relativamente baixas, nos solos, plantas ou ecossistemas aquáticos (Varennes, 2003), onde se incluem o arsénio, o cádmio, o crómio, o níquel e o chumbo (Santos, 2001).

O uso de vários destes elementos encontra-se intrinsecamente associado ao desenvolvimento da civilização e muitos dos metais são componentes vitais da tecnologia moderna. A utilização

de metais causou a sua dispersão no ambiente desde os primórdios da civilização (Varenes, 2003).

A degradação dos ecossistemas aquáticos e do solo, devido ao aumento desenfreado do crescimento industrial desde a década de 90, tem vindo a merecer especial atenção, principalmente ao nível da libertação de efluentes nos recursos hídricos e solos urbanos, uma vez que originam diversos problemas ambientais (Araujo & Filho, 2010).

De entre as actividades potencialmente poluidoras, podem destacar-se as actividades industriais e agrícolas, que têm vindo a instalar-se de forma indiscriminada sobre determinadas áreas, modificando as suas propriedades através do uso destas substâncias, em quantidades elevadas (Araujo & Filho, 2010).

As principais consequências destas práticas são as mudanças que ocorrem ao nível do ciclo geoquímico dos elementos, alterando a qualidade ambiental dos locais onde ocorrem estas actividades (Araujo & Filho, 2010).

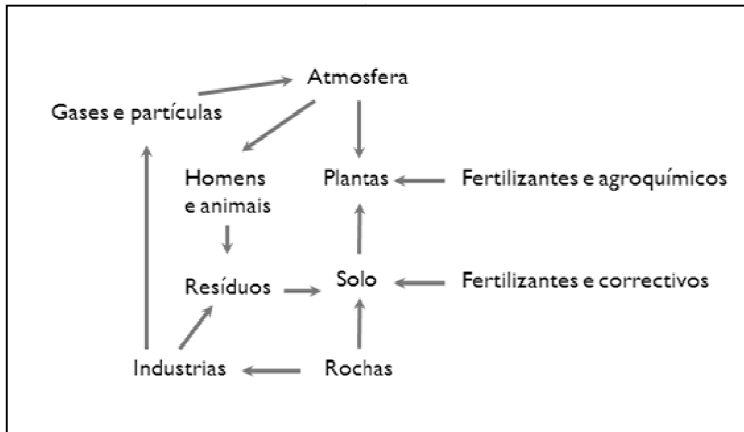
Os metais pesados podem causar efeitos adversos nas plantas, organismos do solo, organismos aquáticos e animais, incluindo o homem. Os elementos vestigiais mais frequentemente associados a intoxicações no homem são o chumbo, o cádmio, o mercúrio e o arsénio. Como foi já referido, estes elementos quando se encontram presentes nos ecossistemas podem ter origem natural ou antrópica. Factores naturais resultam da actividade vulcânica e da meteorização das rochas (Varenes, 2003).

As fontes antrópicas mais comuns e que podem conduzir à contaminação dos solos e águas, com metais pesados, estão apresentadas na Tabela 5.4.

**Tabela 5.4** – Principais fontes antrópicas de metais pesados (Adaptado de Araujo & Filho, 2010)

Metais	Origem
Arsénio	Metalurgias e indústrias transformadoras de vidro.
Cádmio	Indústrias de produção de tabaco e produção de baterias e pilhas.
Chumbo	Indústria transformadora e de reciclagem de automóveis e outros equipamentos auto e indústrias de tintas e vernizes.
Mercúrio	Extracção de ouro e indústrias químicas.
Níquel	Indústrias de metalurgia e refinarias.

O ciclo biogeoquímico dos metais pesados no solo pode ser representado no seguinte esquema (Figura 5.18):



**Figura 5.18** – Ciclo biogeoquímico dos elementos vestigiais (Adaptado de Varennes, 2003).

Devido a actividades industriais que incluem a extracção de minérios, fundições, a combustão de energia fóssil, entre outras, os elementos são lançados para a atmosfera, na forma de gases e partículas, acabando posteriormente depositados nos solos e sistemas aquáticos (Varennes, 2003).

Apresentam-se de seguida algumas considerações sobre os metais que serão analisados na presente dissertação.

### 5.3.4.5.1. Cádmio

Na natureza o cádmio é um elemento traço cuja concentração na crosta terrestre varia de 0,15 a 0,20 ppm. O seu principal mineral fonte é a *greenockita* Cds. A maior parte do Cádmio utilizado na indústria, foi produzido no Século XX (Duarte & Pasqual, 2000) no entanto a contaminação dos solos iniciou-se muito mais cedo, por o elemento estar associado a minério de zinco, cobre e chumbo. Cerca de 85% da contaminação ambiental com cádmio provém de emissões antrópicas devido à extracção e uso destes minérios, uso de combustíveis fósseis, e incineração de resíduos urbanos e industriais (Varennes, 2003).

Os teores médios do cádmio nos solos são de 0,01 a 1 mg Cd kg<sup>-1</sup> de solo. A principal via de entrada de cádmio nos solos é por deposição a partir da atmosfera, mas os adubos fosfatados podem contribuir para um décimo do total introduzido. Os teores de cádmio nos fosfatos usados na preparação dos adubos são muito variáveis, desde 2 mg Cd kg<sup>-1</sup> de fósforo nos minérios de origem vulcânica até mais de 500 mg Cd kg<sup>-1</sup> de fósforo nos fosfatos de origem sedimentar (Varennes, 2003).

A mobilidade do cádmio no solo diminui com o aumento do pH, da quantidade de colóides capazes de o adsorver e do teor de matéria orgânica. A sua disponibilidade é ainda baixa em

solos alagados, por se formar sulfúreo de cádmio (CdS). Pelo contrário, as plantas absorvem mais cádmio em solos ácidos e em solos salinos, devido à formação de complexos solúveis com o ião cloreto (como  $CdCl^+$ ).

Em solução aquosa ácida, este elemento, apresenta, predominantemente, valência +2. Minerais argilosos mostram uma preferência de adsorção de cádmio, em relação ao zinco ou níquel, sendo este preferencialmente adsorvido por óxidos de ferro (Nascentes, 2006).

A absorção do cádmio depende da cultura, da mobilidade do elemento no solo e do nível de outros catiões, em particular do zinco que é antagônico do cádmio. Os efeitos adversos do cádmio nos animais ocorrem para níveis inferiores aos tóxicos para as plantas. Desta forma, o consumo de plantas aparentemente sãs pode conduzir à intoxicação dos animais, incluindo o homem (Varenes, 2003).

O cádmio é um elemento com elevado potencial tóxico, sendo carcinogénico, irritante e na forma de sais solúveis pode causar intoxicação aguda e crónica em seres vivos, com efeitos ao nível do sistema respiratório, edema pulmonar, fadiga, anorexia, alterações renais e hepáticas, diarreia e dores abdominais e musculares. Uma ingestão prolongada deste metal pode causar danos irreparáveis à saúde, podendo originar a morte (Nascentes, 2006).

#### 5.3.4.5.2. Chumbo

Este elemento ocorre em solução aquosa, predominantemente como  $Pb^{+2}$ . O chumbo solúvel pode ser fortemente adsorvido no solo sendo a sua mobilidade limitada. Os teores mais importantes na determinação da quantidade de chumbo desadsorvida no solo são o pH e a capacidade de troca catiónica. Devido à elevada afinidade entre o solo e o chumbo, este metal tende a acumular-se nos primeiros centímetros da superfície do solo.

De acordo com alguns estudos, os óxidos de ferro, como a goethite e hematite, manifestam uma melhor afinidade para o elemento chumbo, do que para outros elementos como o cobre, cobalto, manganês, níquel e zinco (Nascentes, 2006).

Este elemento apresenta elevada toxicidade, possui efeitos cumulativos e pode levar à intoxicação crónica, podendo ser fatal. Este metal acumula-se nos rins, no fígado, no cérebro e principalmente nos ossos, originando disfunção renal, anemia, problemas pulmonares e paralisia, mesmo em pequenas quantidades (Nascentes, 2006).

### 5.3.4.5.3. Crómio

Os estados de oxidação mais estáveis deste elemento são +3 e +6. Em águas subterrâneas, de uma forma geral, o crómio hexavalente,  $\text{Cr}^{+6}$ , é móvel e solúvel enquanto que, o crómio trivalente,  $\text{Cr}^{+3}$ , é imóvel e insolúvel. É um elemento essencial à nutrição humana. Doses acima das recomendáveis podem provocar intoxicação e uma série de doenças. As doses tóxicas de Cr (III) e do Cr (VI) são bem diferentes, sendo que o crómio (VI) apresenta elevada toxicidade, o que pode ser explicado pelo facto de penetrar através da membrana celular com muita facilidade e ser um agente oxidante muito forte, podendo até mesmo, interagir com constituintes da célula, inclusive material genético. Para o homem, o Cr (VI) é considerado uma substância carcinogénica (Nascentes, 2006).

### 5.3.4.5.4. Mercúrio

Este metal pesado ocorre naturalmente no ambiente em várias formas, mercúrio metálico ou elementar, inorgânico e orgânico, podendo existir em três estados de oxidação: 0, +1 e +2.

O mercúrio existe na atmosfera maioritariamente como mercúrio elementar gasoso com estado de oxidação de 0 ( $\text{Hg}^0$ ), podendo também ocorrer no estado de oxidação +2, tanto na forma gasosa como particulada. No que diz respeito ao estado de oxidação +1, este não se observa na atmosfera (Nunes, 2009).

O mercúrio é, de entre os metais contaminantes, aquele que apresenta a maior toxicidade, além de ser o único metal capaz de sofrer biomagnificação em quase todas as cadeias alimentares, neste sentido, a sua concentração aumenta em proporção ao aumento do nível trófico da espécie. Isto resulta numa exposição ambiental, via cadeia alimentar, bastante alta para consumidores de níveis tróficos elevados, incluindo o homem. O mercúrio é o único metal que de forma reconhecida causou mortes em humanos, por contaminação ambiental, devido particularmente à ingestão de organismos aquáticos contaminados (Lacerda & Malm, 2008).

Os impactos negativos causados por este elemento foram primeiramente encontrados junto a fontes poluidoras, no entanto, devido ao transporte a longa distância que este metal pode sofrer, foram encontrados níveis elevados de Hg em áreas remotas (Nunes, 2009), uma vez que o mercúrio na forma de vapor de mercúrio ( $\text{Hg}^0$ ), é estável na atmosfera, podendo ser transportado a uma escala global (Lacerda & Malm, 2008).

Este metal é emitido para o meio ambiente, naturalmente, devido à actividade vulcânica, volatilizando-se da crosta terrestre e da hidrosfera, numa quantidade que poderá atingir 4 Gg

de Hg por ano, em contrapartida, as emissões antrópicas, quer a partir de fontes pontuais, quer a partir de fontes difusas, contribuem com a libertação de mais de 2 Gg de Hg por ano (Varenes, 2003; Alexandre, 2006).

As emissões provenientes de fontes difusas são definidas como emissões tipicamente pequenas, porém numerosas (Alexandre, 2006), sendo a sua localização geográfica difícil de localizar. As emissões provenientes de fontes pontuais, são normalmente associadas a fontes antrópicas, com localização geográfica fixa, encontrando-se subdivididas em combustão, produção industrializada e fontes mistas (Alexandre, 2006).

A emissão de mercúrio para a atmosfera por diferentes países não é homogénea. Neste sentido, a quantidade emitida não varia apenas pela diferença territorial de cada país, ou no número de habitantes. Diferentes fontes apresentam diferentes contribuições para a emissão de mercúrio, as quais são mais ou menos significativas para cada país (Alexandre, 2006).

O ciclo do mercúrio envolve quatro compartimentos ambientais, interligados entre si, sendo eles, o compartimento atmosférico, aquático, terrestre e biótico. Este tem sido amplamente estudado e descrito, no entanto, o seu total entendimento tem ainda de ser melhorado, uma vez que é extremamente complexo, devido às várias contribuições que devem ser tidas em consideração (Nunes, 2009).

Devido às suas características químicas o mercúrio move-se através dos vários compartimentos ambientais mudando de forma e espécie durante este processo (U.S. EPA, 1997).

Outra actividade antrópica com grande peso nas emissões de mercúrio é a queima, constituindo o quarto sector com maior contribuição para a emissão de mercúrio, aproximadamente 7,5% (Alexandre, 2006).

Apesar da quantidade de mercúrio na vegetação ser muito pequena, o grande volume de vegetação queimada anualmente no Brasil, faz com que este sector tenha uma contribuição significativa (Alexandre, 2006).

Nos ecossistemas aquáticos, a poluição por mercúrio está associada especialmente à possibilidade de metilação no meio ambiente da sua forma inorgânica  $Hg^{2+}$ , devido à acção de bactérias e, devido também à complexação com compostos orgânicos dissolvidos que possibilita a manutenção de concentrações relativamente elevadas na coluna de água, encontrando-se desta forma acessível aos biota (Lacerda & Malm, 2008).

#### 5.3.4.5.5. Níquel

O níquel tem como principal origem geoquímica as rochas magmáticas (máficas e ultramáficas) que contêm até 3600 mg/kg deste elemento. As rochas alcalinas e as sedimentares apresentam baixos teores deste metal. O níquel pode também ser incorporado ao solo através da utilização de calcários e fertilizantes fosfatados, que podem conter até 300 mg/kg deste elemento (Reis, 2002).

O níquel encontra-se presente no solo, água, ar e biosfera em concentrações bastante baixas. Os solos agrícolas podem conter entre 3 a 1000 mg/kg deste elemento (valores de referência em solos brasileiros) (CETESB, 2002). Os níveis naturais do metal encontrados na água doce variam de 2 a 10 µg/L e de 0,2 a 0,7 µg/L na água do mar. Níveis atmosféricos do metal em áreas remotas variam entre menos de 0,1 a 3 µg/m<sup>3</sup> (CETESB, 2002).

O níquel emitido no ambiente por fontes naturais e antropogênicas circula por todos os compartimentos ambientais, através de processos físicos e químicos, para além de ser biologicamente transportado por organismos vivos. O transporte e distribuição do níquel particulado entre os diferentes compartimentos, é fortemente influenciado pelo tamanho da partícula e pelas condições meteorológicas (McLean & Bledsoe, 1992; CETESB, 2002).

O tamanho da partícula depende da fonte emissora. As partículas finas permanecem por longo tempo na atmosfera e são levadas a grandes distâncias, enquanto as partículas de maior tamanho se depositam nas proximidades da fonte de emissão.

O níquel atinge a hidrosfera por remoção a partir da atmosfera (deposição seca e húmida), fenómenos de erosão, deposição de resíduos sólidos urbanos e efluentes industriais. Nos rios o níquel é transportado como partículas precipitadas em materiais orgânicos; nos lagos e barragens, a forma iónica é predominante, associada à matéria orgânica (CETESB, 2002).

Nas plantas, o níquel na forma solúvel é prontamente absorvido pelas raízes e apresenta nestas, grande mobilidade. No entanto a quantidade de metal absorvido pelas plantas depende da espécie vegetal e das propriedades do solo, como o pH (Reis, 2002).

Apesar dos mecanismos da sua fitotoxicidade ainda serem pouco conhecidos, sabe-se que elevados teores do metal nos tecidos vegetais inibem a fotossíntese e a respiração, sendo que os sintomas do efeito tóxico se relacionam com lesões nos tecidos, retardamento do crescimento e cloroses (Brad & Weil, 2002; Reis, 2002).



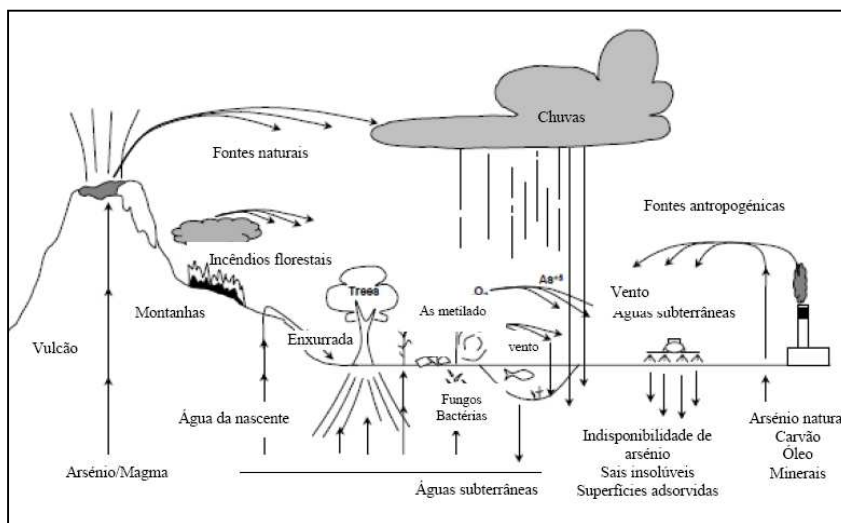
De uma forma geral, a toxicidade do níquel expressa-se quando a sua concentração se torna superior a 50 mg/kg de matéria seca, com excepção das plantas acumuladoras e hiperacumuladoras (Reis, 2002).

### 5.3.4.5.6. Arsénio

O arsénio é um semi-metal tóxico e carcinogénico e encontra-se na natureza, em solos, rochas, água, ar e em organismos vivos. Este elemento é considerado como sendo o vigésimo elemento mais abundante na crosta terrestre, o décimo quarto na água do mar e o décimo segundo no corpo humano (Tavares, 2010).

Quanto às suas fontes, o arsénio pode ter origem natural ou antropogénica. Entre as fontes naturais encontram-se a actividade geotérmica e a actividade vulcânica, podendo ocorrer em diversos tipos de rochas. As fontes antropogénicas, e também as mais significativas, são o uso de pesticidas na agricultura, a actividade de pecuária, uma vez que muitos dos aditivos alimentares utilizados apresentam na sua constituição arsénio, a indústria, através da eliminação de resíduos e da queima de combustíveis fósseis, as actividades mineiras e também os depósitos de resíduos a céu aberto (Singh & Ma, 2006; Tavares, 2010).

Na Figura 5.19 apresenta-se o ciclo do arsénio no ambiente.



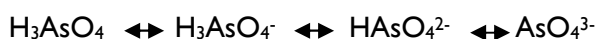
**Figura 5.19 – Ciclo do arsénio no ambiente (Tavares, 2010).**

O arsénio é um elemento presente naturalmente na composição das rochas, encontrando-se nos solos em concentrações de 0,5 a 35 mg kg<sup>-1</sup>, consoante o tipo de solo em questão. Relativamente a este assunto é importante ter em consideração o “background” geoquímico de cada região (Esteves, 2009).

O arsénio pode ser encontrado no ambiente, em quatro estados de valência: -3 (arsino), 0, +3 (arsenite, As [III]) e +5 (arseniato, As [V]), embora apenas os dois últimos sejam mais comuns (Singh & Ma, 2006; Correia, 2008; Esteves, 2009).

O arsénio (III) é a forma mais disponível para as plantas. Os microrganismos do solo actuam sobre o arsénio, alterando o número de oxidação ou metilando-o. Algumas formas reduzidas (arsina,  $\text{AsH}_3$ ) ou metiladas (monometil-arsina e trimetil-arsina) são voláteis e perdem-se do solo, de modo que os iões que vão perdurar no solo são arsenatos e arsenitos (Varenes, 2003).

Dependendo do pH, estes iões encontram-se mais ou menos protolisados. Em relação ao ácido arsénico ( $\text{H}_3\text{AsO}_4^-$ ), as várias espécies formadas são:



O ião hidrogenoarsenato ( $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ) é a espécie predominante nos solos ácidos, enquanto que, em solos alcalinos o hidrogenoarsenato ( $\text{HAsO}_4^{2-}$ ) é dominante (Varenes, 2003).

Relativamente ao ácido arsenoso ( $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ) os produtos da protólise são:



Excepto em solos muito alcalinos, o ácido arsenoso não ionizado, é a espécie predominante (Varenes, 2003).

Os arsenitos apresentam nos solos um comportamento semelhante ao dos fosfatos dado serem ambos compostos aniónico, sendo adsorvidos (através de adsorção específica) nos oxihidróxidos de ferro e alumínio, sobretudo nos solos ácidos, pelo que a sua biodisponibilidade e mobilidade, nestes solos, serão baixas. Pelo contrário, em solos alcalinos, a sua mobilidade tende a aumentar devido à formação de arsenitos de sódio, que são solúveis (Santos, 2001).

Neste sentido, a aplicação de adubos fosfatados vai agravar uma possível toxicidade de arsénio nos solos, uma vez que, os iões fosfato competem eficazmente com o arsénio para os locais de adsorção, substituindo-o e lançando-o nas soluções do solo (Varenes, 2003).

A contaminação por arsénio em águas naturais é um problema à escala global. Os efeitos retardados da exposição ao arsénio, a falta de definições comuns, de dados fiáveis e de consciência local, assim como a falta de informação em áreas afectadas, são algumas das maiores dificuldades na determinação da extensão real do problema da contaminação por arsénio nas águas para consumo (Correia, 2008).

Na Figura 5.20 encontram-se assinalados vários países onde foram reportados incidentes com arsénio em águas subterrâneas e geotermiais, principalmente devido a actividades mineiras e mineralizações, sendo eles, por ordem decrescente o Bangladesh, Índia (em Bengala Ocidental), o interior da Mongólia (China) e Taiwan. Na América do Sul ocorreram também

episódios muito graves de contaminação por arsénio, que afectaram e ainda afectam um grande número de pessoas e áreas bastante extensas, na Argentina, Chile, Bolívia, Peru, Equador e México (Singh & Ma, 2006; Correia, 2008).

Na Europa, os incidentes relacionados com arsénio em águas subterrâneas ocorreram em Espanha, Hungria, Roménia, sudoeste de Inglaterra, no maciço central em França, na Áustria e no sudoeste da Polónia, sendo nestes últimos casos, os episódios de contaminações relacionados com actividades mineiras ou com litologia local (Correia, 2008).



**Figura 5.20** – Incidentes com arsénio em águas subterrâneas (Correia, 2008).

Todos os anos surgem novos casos de contaminação por arsénio, causados por fontes naturais ou antropogénicas, não só em países já afectados, mas também noutros países, como é o caso do Brasil.

O interesse dos cientistas sobre a contaminação humana por arsénio tem vindo a aumentar após as divulgações das tragédias de Bengala Ocidental, Bangladesh, México e outros países do mundo, como atrás referido.

No Brasil, são poucos os estudos realizados até ao momento sobre contaminação ambiental e humana por arsénio, tendo sido realizados apenas em três áreas: (1) O Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais), onde uma grande quantidade de arsénio foi libertada para as drenagens, solos, atmosfera como resultado da exploração mineira secular, no caso do ouro; (2) O Vale do Ribeira, Paraná e São Paulo, onde a libertação de arsénio para o ambiente ocorreu devida à actividade mineira e refinaria de metais na zona do Alto Vale, e também de forma natural, a partir da meteorização de rochas e formação de solos ricos em arsénio, no Médio Vale, (3)

Santana, Amapá, onde o arsênio esteve associado ao minério de manganês que foi explorado nos últimos 50 anos, na Serra do Navio (Figueiredo et al. S/data).

Os estudos realizados nos locais atrás referidos, foram levados a cabo por cientistas do Instituto de Geociências (UNICAMP), Instituto Agrônomo de Campinas e Centro de Geociências (UFPA) e, incluíram não apenas a avaliação da exposição humana às concentrações de arsênio, mas também estudos de contaminação ambiental, incluindo as fontes não pontuais de arsênio, como formações geológicas e grandes aquíferos.

## CAPÍTULO 6

# PRÁTICAS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

### 6.1. Introdução

A agricultura ocupa uma percentagem significativa da superfície do Brasil.

Nessa medida, desempenha um importante papel na preservação dos recursos naturais e da paisagem cultural, constituindo uma plataforma para outras actividades humanas nas zonas rurais.

Ao longo dos séculos a agricultura tem contribuído para criar e manter uma grande variedade de paisagens e habitats. Contudo, as práticas agrícolas podem também apresentar impactes ambientais negativos. A degradação do solo, a poluição do solo, da água e do ar, a fragmentação dos habitats e a perda de vida selvagem, podem resultar de práticas agrícolas inadequadas (SoCo, 2009).

O solo é constituído por partículas minerais, água, ar e matéria orgânica, incluindo organismos vivos. É um recurso complexo, dinâmico e vivo, que desempenha uma vasta gama de funções vitais: produção de alimentos e de outras formas de biomassa, armazenagem, filtração e transformação de substâncias como a água, o carbono e o azoto (SoCo, 2009).

A modificação dos sistemas naturais pela actividade humana origina “áreas alteradas”, que podem ter a sua capacidade de produção melhorada, conservada ou diminuída em relação ao sistema. Desta forma, a alteração de uma área não significa necessariamente a sua degradação. No entanto, se esta alteração ocorre juntamente com processos que levam à perda de capacidade produtiva do sistema, temos áreas degradadas (Embrapa, 2003).

Os processos de degradação do solo podem ser diversos. Alguns destes processos encontram-se estreitamente ligados à agricultura: trata-se da erosão pela água e pelo vento, pela mobilização do solo, pela perda de carbono orgânico e biodiversidade dos solos, a salinização e a sodificação, a sua acidificação, a contaminação com metais pesados, pesticidas, nitratos e fosfatos (SoCo, 2009).

Os processos de degradação do solo implicam a necessidade de protecção, manutenção e melhoria da qualidade do solo. As propriedades pedológicas, bem como os factores de formação dos solos como o clima, a utilização das terras e a gestão do solo, determinam a escala de degradação do mesmo (SoCo, 2009).

O solo é eliminado pela erosão a um ritmo muito mais rápido que a sua reposição pelos processos naturais de pedogénese.

A erosividade da precipitação deve ser levada em consideração para a implementação de acções ou programas de conservação do solo. As chuvas com maior poder erosivo causam maior desagregação na superfície do solo, removendo e transportando a distâncias maiores estas partículas, ocorrendo posteriormente a sua deposição noutros locais, o que origina a obstrução parcial ou total dos poros do solo, reduzindo a sua capacidade de infiltração e, consequentemente aumentando o volume de escoamento superficial. A erodibilidade do solo, por sua vez, pode ser entendida como a predisposição do solo de ser erodido, sendo influenciada pelas suas características intrínsecas (Silva da Cruz, 2006).

Neste sentido, este é um parâmetro altamente variável, uma vez que o tipo de solo é influenciado por diversos factores, como foi já anteriormente referido:

- 1) O clima, sendo os factores climáticos que intervêm na erosão a precipitação, a temperatura, a humidade e a radiação solar. A temperatura e o vento destacam-se pelos seus efeitos sobre a evaporação e transpiração. No entanto, o vento também altera a velocidade e ângulo de impacto das gotas da chuva. A humidade e a radiação solar possuem efeitos menos directos, encontrando-se estes relacionados com a temperatura (Schwab *et al.* 1990);
- 2) As características físicas do solo que afectam a capacidade de infiltração e as distâncias às quais poderá ocorrer transporte de sedimentos desprendidos do solo. As principais propriedades do solo que determinam a erosão são a sua estrutura, a textura, a quantidade de matéria orgânica, a humidade, a densidade, assim como as características químicas e biológicas do solo (Schwab *et al.* 1990);
- 3) A vegetação, que possui como principais funções na redução da erosão: a) absorção da energia das gotas da chuva, interceptando-as e reduzindo desta forma o escoamento; b) retardar a erosão ao reduzir a velocidade da água sobre a superfície; c) restringir fisicamente o movimento do solo; d) melhorar a coesão e a porosidade do solo através da acção das raízes e dos resíduos das plantas; e) aumentar a actividade biológica do solo e f) através da transpiração, diminuir a humidade do solo, aumentando a sua capacidade de armazenamento de nutrientes. Os efeitos da

vegetação variam segundo a estação do ano, o tipo de plantas, o grau de maturação, o solo e o clima, assim como com a espécie dos materiais vegetais (raízes, folhagem e resíduos das plantas) (Schwab *et al.* 1990).

- 4) A topografia, sendo as características topográficas que influenciam a erosão, o declive e longitude das pendentes do terreno e o tamanho e forma dos vales. Em zonas de elevada inclinação de pendentes, a velocidade elevada de escorrimento, produz uma erosão severa com abrasão e desprendimentos dos sedimentos (Schwab *et al.* 1990).

Destes factores, podem ser controlados a vegetação e o solo até um certo ponto. Os aspectos climáticos e os topográficos, com excepção da distância entre as pendentes do terreno, encontram-se fora do controlo humano.

De entre as consequências mais evidentes do processo erosivo, destacam-se a perda da superfície arável e de nutrientes do solo e, o assoreamento dos ecossistemas aquáticos (Tarbuck & Lutgens, 2000; Silva da Cruz, 2006).

A carga de sedimentos transportada através do processo erosivo e depositada no leito dos rios, lagos e barragens, origina a entrada de nutrientes nestes ecossistemas, levando ao processo de eutrofização.

No meio agrícola, a maior parte das técnicas de mobilização do solo são inadequadas, do ponto de vista da conservação do solo, uma vez que favorecem o processo erosivo, seja por manterem o solo a descoberto ou pela utilização de práticas de revolvimento do solo, provocando a destruição da sua estruturação natural e facilitando o processo de escoamento superficial. No entanto, práticas conservacionistas podem ser utilizadas na produção de alimentos, sem significar uma redução na produtividade (Souza da Silva, 2006).

A utilização de práticas conservacionistas tende a actuar sobre o solo, conservando-o e quebrando desta forma, um aparente conflito ecológico existente entre a acção humana e o equilíbrio do meio ambiente.

Estas práticas adoptam tecnologia moderna e permitem controlar a erosão, sem a anular completamente, mas reduzindo-a a proporções insignificantes (Lepsch, 1977).

O solo, para além de exposto a processos erosivos, é um meio receptivo por excelência, considerando a sua interacção química com a litosfera, a hidrosfera e a atmosfera, mas acima de tudo considerando os impactes dos seres humanos, que directa e indirectamente podem romper o equilíbrio químico nele existente (Doménech, 1997).

O destino final impróprio, o uso incorrecto e o lançamento acidental de compostos orgânicos e inorgânicos no ambiente, resulta na contaminação e degradação de solos, águas superficiais, subterrâneas e ambientes marinhos (Reis et al. 2003).

Devido ao efeito potencialmente perigoso que estes compostos têm para a saúde, muita pesquisa tem sido feita nos últimos anos no sentido de desenvolver tecnologias de despoluição. Muitas das tecnologias tradicionais utilizadas na remediação de locais contaminados envolvem o uso de processos físicos e químicos que se limitam a concentrar o poluente ou a transferi-lo de um ambiente para outro (Reis et al. 2003).

Os grupos de poluentes orgânicos que ocorrem com maior frequência nos locais contaminados são os solventes halogenados, tais como o tetracloroetileno, tricloroetileno e 1,1,1-tricloroetano e os hidrocarbonetos monocíclicos aromáticos, geralmente conhecidos como BTEX - benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos. Os solventes halogenados aparecem, principalmente, devido à descarga, de lagoas ou lixeiras, de resíduos líquidos provenientes de operações de desgorduramento ou de limpeza de peças. Os BTEX constituem até 20% do peso da gasolina e, de todos os seus constituintes, estes são os mais solúveis em água, pelo que são aqueles que mais facilmente migram da fonte após um derrame ou fuga de combustível (Doménech, 1997; Jorge, 2003; Reis, et al. 2003).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), tais como o naftaleno e o benzo-[a]pireno, são compostos com 2-5 anéis e são os principais poluentes orgânicos associados a fábricas de gaseificação de carvão, coquearias e à indústria de madeira. Os bifenis policlorados (PCBs), fenóis e clorofenóis, nitroaromáticos e cetonas são alguns dos muitos outros grupos de compostos orgânicos que podem ocorrer em locais contaminados (Doménech, 1997; Jorge, 2003; Reis, et al. 2003).

A utilização de pesticidas e de adubos, baseados em compostos inorgânicos de azoto na agricultura intensiva pode provocar a contaminação difusa sobre áreas muito extensas (Sparks, 1995; Reis, et al. 2003).

Os metais pesados são outro grupo de contaminantes que, com muita frequência, ocorrem com teores elevados em solos ou águas (Reis, et al. 2003).

De acordo com o Inventário de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas do Estado de Minas Gerais, datado de Dezembro de 2009 e abordado no Capítulo 4 da presente dissertação, os tipos de contaminantes encontrados nas áreas inventariadas, enquadram-se no descrito anteriormente, uma vez que são, na sua maioria produtos provenientes da refinação de petróleo, seguidos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e hidrocarbonetos



monocíclicos aromáticos. A contaminação por metais, ligas e compostos metálicos aparece inventariada em quinto lugar, correspondendo a 27 áreas contaminadas.

Na presente dissertação são analisados diversos elementos metálicos (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Cd e As) na sua fracção total e nas diferentes formas químicas em que ocorrem, através do método de extracção sequencial. Estes dados permitirão avaliar o comportamento geoquímico destes elementos no que diz respeito à sua solubilidade, mobilidade e biodisponibilidade, de forma a estimar os potenciais riscos decorrentes da sua presença nos solos e, conseqüentemente, nos ambientes aquáticos e definir quais as tecnologias mais adequadas para intervenção com vista à reabilitação dos locais afectados.

A área de estudo, Alto Paraopeba, localiza-se na zona do Quadrilátero Ferrífero, zona, intensamente explorada por actividades mineiras. Também nesta zona, à semelhança de outras zonas do Brasil, existe uma intensa erosão do solo, não apenas associada à exploração mineira, mas também muitas vezes relacionada com práticas agrícolas intensivas e não conservacionistas. Neste sentido a degradação do solo que se faz sentir nos locais analisados, constitui um prejuízo socioeconómico para as gerações actuais e representa um enorme risco para as gerações futuras.

No presente Capítulo pretende-se abordar os processos que levam à degradação das áreas produtivas e indicar medidas de conservação do solo e estratégias para recuperação e descontaminação, neste último caso, com especial destaque nas que são mais adequadas em contaminações com metais pesados, considerando os resultados obtidos nos solos que constituem a rede de amostragem (os resultados analíticos serão analisados no Capítulo 8).

## 6.2. Práticas de Conservação dos Solos

São muitos e variados os processos que levam à degradação dos sistemas de produção.

De uma forma geral, ocorrem em duas fases: a primeira denominada de degradação agrícola e, a segunda, de degradação biológica.

A degradação agrícola é o processo inicial no qual o sistema agrícola apresenta perda de produtividade económica, com desequilíbrio, pela ausência de acções no sentido de mantê-lo no ponto ideal de controlo de ervas daninhas e de agentes bióticos adversos, como agentes fitopatogénicos e pragas, resultando numa menor produção da cultura principal. Nesta situação, não há necessariamente uma perda da capacidade do solo em sustentar a acumulação

de biomassa, porém, existirão perdas devido à redução do potencial de produção das plantas cultivadas (Embrapa, 2003).

A degradação biológica consiste no processo final no qual há uma intensa diminuição de capacidade de produção de biomassa vegetal e, é provocada, primeiramente, pela degradação dos solos, ocasionada, como já referido, por diferentes processos que conduzem à perda de nutrientes e de matéria orgânica e, ao aumento da acidez ou da compactação. É nessa fase que os processos erosivos se tornam evidentes (Embrapa, 2003).

Para as condições do solo e clima do Estado de Minas Gerais, o processo mais importante é a erosão hídrica, que se encontra na origem da perda da camada superficial do solo pelo escoamento superficial da água (Figura 6.1).



**Figura 6.1** – Efeitos da erosão hídrica em Congonhas (Rio Preto - MG) (Grupo 8 dos locais de amostragem analisados) (Foto: Fernandes, 2011).

No Estado de Minas Gerais, à semelhança de outros no Brasil, há evidências que os processos erosivos sejam fortes, mesmo em áreas de pastagem, o que pode ser constatado pela formação de sulcos nas camadas mais superficiais, em relação às áreas próximas cobertas com vegetação natural (Embrapa, 2003).

A erosão é o principal processo que remove os nutrientes depositados no solo, logo após as queimadas da floresta, ou dos resíduos das culturas, conduzindo à degradação biológica em poucos anos (Figura 6.2).



**Figura 6.2** – Efeito das queimadas num solo degradado pela erosão (Entre Rios de Minas – São José das Mercês - MG) (Grupo 2 dos locais de amostragem analisados) (Foto: Fernandes, 2011).

As perdas de solo e água pela erosão são especialmente intensas em condições de elevada pluviosidade, características de zonas tropicais húmidas e sub-húmidas (Lal, 1994; Embrapa, 2003).

Estudos desenvolvidos sobre os mecanismos de desprendimento e transporte das partículas do solo pela acção hídrica e eólica, referem que as estratégias para a conservação do solo devem basear-se na sua cobertura para proteger: o impacto das gotas de água, o aumento da sua capacidade de infiltração, de modo a reduzir a escorrência, uma melhoria da estabilidade dos seus agregados e um incremento da rugosidade superficial para reduzir a velocidade de escorrência e da acção do vento (Morgan, 1997).

As diferentes técnicas de conservação podem agrupar-se como práticas de carácter (1) edáfico, (2) vegetativo e (3) mecânico (ou físico) (Lepsch, 1976; Morgan, 1997).

(1) As práticas de carácter edáfico são aquelas que dizem respeito ao solo em si, procurando manter ou melhorar a sua fertilidade. Este conjunto de medidas encontra-se reduzido em quatro princípios básicos: a) ajustamento à capacidade de uso; b) eliminação ou controlo das queimadas; c) adubações e d) rotação das culturas.

O termo ajustamento à capacidade de uso do solo refere-se ao facto de um dado solo ter um limite máximo de possibilidades de uso, além do qual não poderá ser explorado sem riscos de erosão (Lepsch, 1976; Morgan, 1997).

As adubações visam adicionar ao solo os nutrientes que lhe são necessários para proporcionar um melhor desenvolvimento das lavouras. Este processo visa, tanto corrigir deficiências

naturais do solo, como compensar os nutrientes que são removidos pelas culturas. De forma a melhor efectuar as adubações do terreno, deverão ser efectuadas análises ao solo, para adaptar os correctivos e fertilizantes, de acordo com as necessidades do mesmo.

No sistema de rotação de culturas, alternam-se num mesmo terreno diferentes culturas, numa sequência regular (Figura 6.3).



**Figura 6.3** – Exemplo de um terreno cultivado com rotatividade de culturas na Pensilvânia (Blanco & Lal, 2008).

Esta prática baseia-se no facto de uma cultura possuir maior capacidade de extrair nutrientes do solo do que outra com menor capacidade, o que possibilita um melhor aproveitamento da adubação efectuada (Lepsch, 1976; Morgan, 1997; MADRP, 1999; Brady & Weil, 2002; Blanco & Lal, 2008).

(2) As práticas de carácter vegetativo visam controlar a erosão, aumentando a cobertura vegetal do solo. Como principais práticas de carácter vegetativo, podem citar-se: a) reflorestação; b) redução da mobilização do solo; c) plantação de culturas de acordo com as curvas de nível e d) cobertura do solo com palha ou acolchoamento (Lepsch, 1976; MADRP, 1999).

Todas as práticas vegetativas procuram cobrir o terreno com árvores, folhagens ou resíduos vegetais. Como já referido, o revestimento vegetal do solo protege tanto da intercepção das gotas da chuva, como do escorrimento superficial, fornecendo também matéria orgânica e sombreamento ao solo, proporcionando benefícios, não apenas do ponto de vista do controlo da erosão, mas também no caso da reflorestação, no controlo das perdas em profundidade de elementos nutritivos, uma vez que as raízes das árvores podem retirar nutrientes a grandes profundidades (Lepsch, 1976; Blanco & Lal, 2008), esta prática ilustra-se na Figura 6.4.



**Figura 6.4** – Pormenor de uma cultura plantada sobre resíduos vegetais (Blanco & Lal, 2008).

(3) As práticas de carácter mecânico (ou físico), frequentemente relacionadas com aspectos de engenharia, implicam a utilização de máquinas e introduzem alterações na topografia, procurando corrigir os declives muito acentuados através da construção de canais ou patamares de acordo com as curvas de nível, que interceptam as águas da chuva (Lepsch, 1976; Blanco & Lal, 2008).

De forma geral estas práticas são as que requerem uma maior capacidade financeira, no entanto são indispensáveis para que terrenos de declive moderado possam ser utilizados convenientemente, com culturas anuais, sem o risco de serem erodidos.

Entre as principais práticas mecânicas de conservação do solo podem citar-se: a) preparação do solo e da lavoura segundo as curvas de nível (Figura 6.5 a) ou em contornos (Figura 6.5 b); b) construção de socalcos; c) instalação de patamares; d) instalação de estruturas de desvio e infiltração de águas de escorrência; e) fixação das ravinas; f) instalação de terraços no caso de erosão por ravinas (do brasileiro *voçorocas*); g) utilização de sementeira directa e aplicação de herbicidas sem recurso a mobilização do solo (Lepsch, 1976; Schwab *et al.* 1990; Lal, 1994; Blanco & Lal, 2008; Moreira, 2012).



**Figura 6.5** - a) Plantação de acordo com as curvas de nível; b) Plantação em contornos (Blanco & Lal, 2008).

As práticas edáficas combinadas com as vegetativas, podem exercer influência sobre o desprendimento e transporte de partículas, no entanto, as práticas mecânicas, constituem-se eficazes no controlo do transporte de sedimentos, exercendo uma escassa actuação na fase de desprendimento (Tabela 6.1) (Morgan, 1997).

**Tabela 6.1** – Efeito das diferentes práticas de conservação do solo sobre as fases erosivas de desprendimento e transporte (Adaptado de Schwab et al. 1990; Morgan, 1997; Blanco & Lal, 2008).

Prática	Impacto das gotas de água		Controlo sobre escorrência superficial		Acção sobre o vento	
	D	T	D	T	D	T
<b>Carácter Edáfico</b>						
Ajustamento à cap. de uso	○	○	○	○	○	○
Eliminação ou controlo de queimadas	○	○	○	○	○	○
Adubações	○	○	○	○	○	○
Rotação de culturas	○	○	○	○	○	○
<b>Carácter Vegetativo</b>						
Reflorestação	○	○	○	○	○	○
Redução da mobilização do solo	○	○	○	○	○	○
Culturas de acordo com as curvas de nível	○	○	○	○	○	○
Cobertura do solo com palha ou acolchoamento	○	○	○	○	○	○
<b>Carácter Mecânico</b>						
Preparação do solo e lavoura de acordo com as curvas de nível	●	○	○	○	○	○
Construção de socalcos	●	○	○	○	○	○

Instalação de patamares	●	○	○	○	○	○
Instalação de estruturas de desvio e infiltração de águas de escorrência	●	○	○	○	●	●
Fixação das ravinas	●	○	○	○	○	○
Instalação de terraceamentos no caso de erosão por ravinas	●	○	●	○	○	●
Sementeira directa	○	○	○	○	○	○

D – Desprendimento; T – Transporte

- Controlo Efectivo
- Controlo Moderado
- Sem Controlo

Geralmente ocorre a preferência na aplicação de medidas de carácter edáfico e vegetativo, uma vez que são menos dispendiosas e permitem, de uma forma directa reduzir o impacto da chuva, aumentando a infiltração, reduzindo o volume da escorrência e diminuindo a velocidade da água e do vento. Para além destes aspectos, estas medidas podem mais facilmente ser ajustadas aos sistemas agrícolas comuns (Lal, 1994; Morgan, 1997).

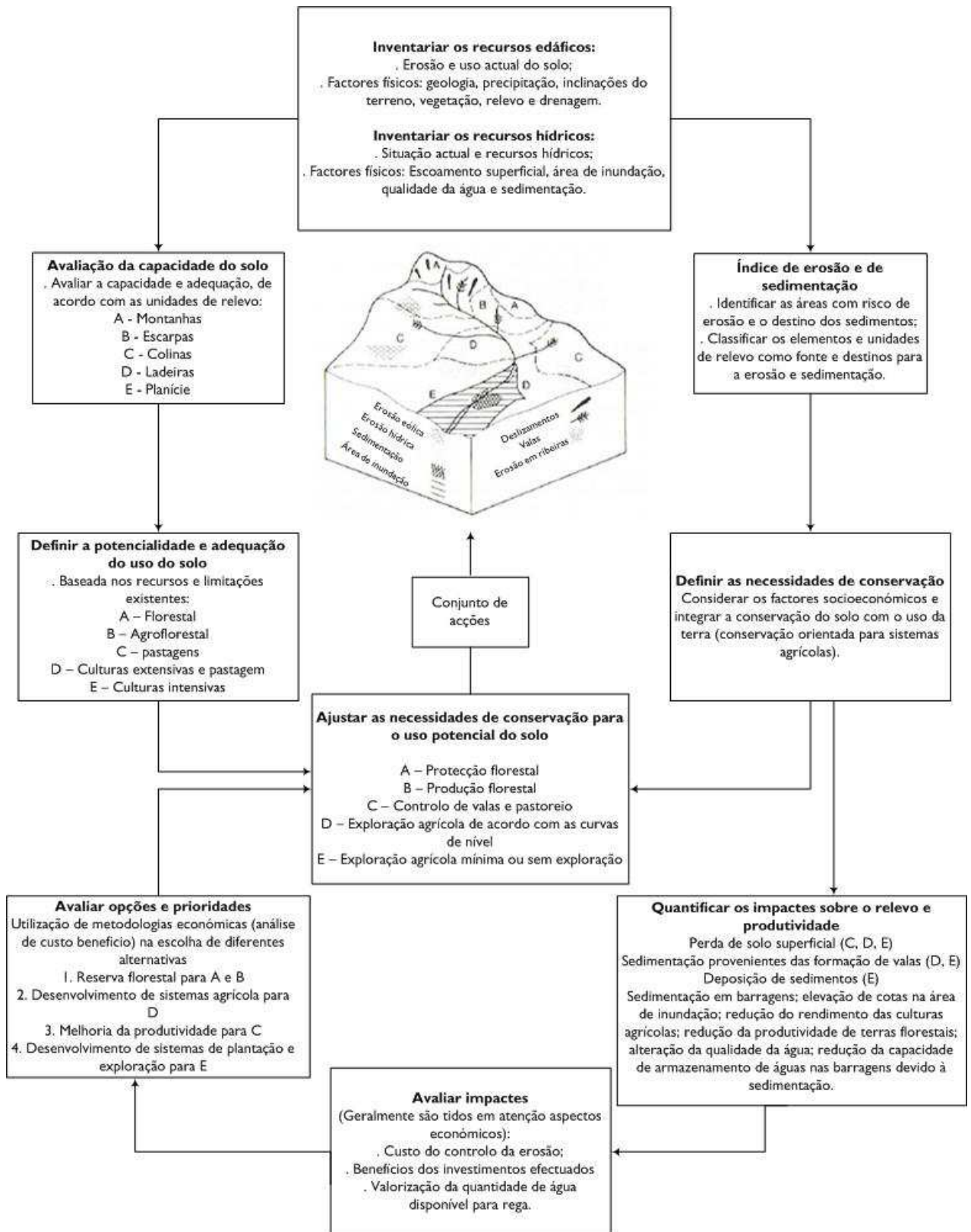
As medidas mecânicas, consideradas isoladamente são, em muitas ocasiões, ineficazes, devido ao facto de não poderem impedir a fase de desprendimento das partículas do solo. A sua principal função é a de complementar as medidas edáficas ou vegetativas, utilizadas no controlo da erosão hídrica e eólica.

Muitas práticas mecânicas são difíceis de instalar e manter e, algumas, como o sistema de instalação de patamares, originam dificuldades aos agricultores, por possuírem, de uma forma geral, limitações quanto à utilização de maquinaria agrícola.

Esta técnica possui, como risco associado, o de derrocadas após uma enxurrada, o que poderia provocar maiores danos, do que se eles não estivessem presentes. Desta forma, esta técnica não é utilizada com muita frequência por parte dos agricultores (Lal, 1994; Morgan, 1997).

### 6.2.1 Implementação de Programas de Conservação dos Solos

Quando se pretendem implementar programas de conservação do solo, existe a necessidade de implementar uma sequência de processos, como o representado na Figura 6.6.



\*A, B, C, D e E referem-se às unidades de relevo indicadas no esquema.

**Figura 6.6** – Sequência de processos utilizados na implementação de estratégias de conservação do solo (Adaptado de Morgan, 1997).



A maior parte dos programas de conservação do solo seguem, logicamente, uma sequência de processos, que se iniciam com a avaliação global dos riscos de erosão, utilizando actualmente ferramentas de previsão e modelação da erosão, como o Modelo EHE, utilizado no presente trabalho.

Seguidamente os resultados deverão ser analisados, no sentido de elaborar um plano de uso do solo, baseado na sua capacidade óptima, compatível com a manutenção da estabilidade do meio ambiente (Morgan, 1997).

Ao utilizar a capacidade de uso do solo como metodologia para planificar o seu uso, considera-se importante efectuar uma distinção entre as áreas onde é possível que a erosão ocorra como consequência de práticas não adequadas e áreas onde a erosão resulta do uso inadequado do solo.

No primeiro caso, a erosão pode reduzir-se a níveis toleráveis mediante a utilização de práticas adequadas de conservação do solo, no entanto, no segundo caso, o controlo da erosão é difícil e, em algumas situações, impossível. É possível que o solo atinja um tal grau de degradação, que eventualmente tenha de ser abandonado (Lepsch, 1976; Morgan, 1997).

O êxito final dos programas de conservação depende da medida em que os problemas erosivos tenham sido identificados, do sucesso das medidas de conservação seleccionadas para controlar o problema e da disposição dos agricultores e restantes intervenientes no processo de as realizar. Na implementação destas medidas, torna-se também necessária a definição exacta das áreas com maiores riscos de erosão e que se encontrem consequentemente na origem dos sedimentos (Morgan, 1997).

Após a identificação destes locais, deverão ser analisados os sistemas agrários que aí se desenvolvem, no sentido de avaliar a forma como eles protegem o solo, de acordo com o regime implementado de cultivo e pastoreio, especialmente nas épocas críticas do ano, quando os riscos de erosão são maiores. Em algumas situações, obtêm-se melhores resultados ajustando o calendário agrícola em função da época de maior erodibilidade do terreno.

A efectividade das medidas de conservação nos sistemas agrícolas depende, em parte, da forma como ao agricultores e a restante população, percebem os problemas e os efeitos da erosão.

De acordo com alguns estudos realizados (Morgan, 1997), a maior parte dos agricultores conhece os problemas e as consequências da erosão. O pequeno agricultor é tão experiente como eficiente no uso da terra, como o grande agricultor, no entanto com um objectivo diferente: a sobrevivência antes do benefício.

A maioria dos agricultores encontra-se afectada pelos efeitos da erosão sobre a produtividade das culturas. No entanto, a maioria das decisões tomadas pelos mesmos, tendem a reflectir um compromisso entre a prevenção a longo prazo sobre os danos do solo pela erosão e a obtenção de máximos benefícios a curto prazo.

Geralmente o agricultor não deseja alterar a sua forma de actuar, no entanto, assim o fará se forem gerados benefícios e houver recuperação do investimento realizado.

Considerando que muitas das técnicas de conservação apenas geram benefícios a médio e curto prazo, não existe um retorno imediato do investimento, continuando desta forma a ser utilizadas tecnologias impróprias para a conservação do solo.

Neste sentido, torna-se importante dar a conhecer os efeitos da erosão à população em geral, especialmente junto da população afectada directamente pelas consequências da contaminação difusa e da sedimentação em locais indesejados. A atitude destas populações perante os agricultores pode tornar-se decisiva, induzindo alterações na sociedade, utilizando o princípio “do poluidor pagador”, onde os proprietários agrícolas podem ser objecto de reclamações, perante o sistema judicial. Uma comunidade informada pode promover, por outra parte, acções colectivas para controlar os problemas da erosão.

Outros aspectos deverão ainda ser considerados quando se pretendem implementar medidas de conservação do solo, tais como o título de propriedade da terra, uma vez que em algumas situações o agricultor pode apenas ser arrendatário e não o proprietário do terreno, a capacidade de possuir mão-de-obra eficaz, uma vez que todas as medidas de conservação do solo implicam trabalho adicional e o acesso aos recursos adequados, quer do ponto de vista do conhecimento da aplicação destas medidas, quer do ponto de vista financeiro para as poder implementar (Morgan, 1997).

Outro aspecto importante na elaboração de programas de conservação do solo é avaliar o estado de conservação das matas ciliares ou corredores ripários que constituem a cobertura vegetal localizada nas margens de nascentes e cursos de água.

A sua conservação e recuperação têm sido atribuídas aos inúmeros benefícios por ela trazidos aos ecossistemas, especialmente sobre os recursos naturais de origem biótica e abiótica (Embrapa, 2003).

A sua protecção encontra-se ligada à protecção das margens de rios, ribeiras, lagos e barragens, contra desabamentos e o assoreamento, mantendo a capacidade original do escoamento dos leitos (Cortes, 2004).

A sua conservação permite controlar o aumento de nutrientes, de produtos químicos tóxicos e de sedimentos, nos cursos de água, diminuindo a eutrofização destes ecossistemas, actuando na preservação da fauna e da flora local, para além de facilitar a infiltração da água da chuva no solo.

Embora sejam reconhecidos de grande importância para a biodiversidade pelos tipos de plantas, animais e microrganismos que os constituem, os corredores ripários são quase exclusivamente referidos como protectores dos recursos hídricos, sendo considerados pela legislação brasileira como áreas de preservação permanente, não podendo ser derrubados, pois são protegidos por lei (Embrapa, 2003).

De acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei 4.771/1965) (alterado pela Lei 12.651/2012), considera-se que as florestas e restante forma de vegetação natural ao longo dos rios, ou de qualquer curso de água, deverão ter as seguintes faixas de preservação permanente:

- 30 metros de cada lado para os rios com menos de 10 metros de largura;
- 50 metros de cada lado para os rios que tenham de 10 a 50 metros de largura;
- 100 metros de cada lado para os rios que tenham de 50 a 200 metros de largura;
- 200 metros de cada lado para os rios que tenham de 200 a 500 metros de largura;
- 500 metros de cada lado para os rios que tenham largura superior a 600 metros;
- Em redor de lagoas, lagos ou reservatórios de água, naturais ou artificiais;
- Nas nascentes, ainda que intermitentes, e nos denominados “*olhos-d’água*”, qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 metros de largura (Embrapa, 2003).

No entanto, embora estas áreas sejam consideradas de preservação permanente, muitas vezes encontram-se degradadas, como foi identificado na zona de estudo, em Ouro Branco (Grupo de amostras 6 da zona de amostragem) (Figura 6.7).



**Figura 6.7** – Corredor ripário degradado em Ouro Branco (MG) (Grupo 6 dos locais de amostragem analisados) (Foto: Fernandes, 2011).

### 6.3. Recuperação de Áreas Agrícolas Degradadas por Erosão

O risco de erosão existe no solo cultivado, desde o momento, em que para isso, se eliminam árvores, matas e pasto.

O processo de erosão intensifica-se quando 1) se cultivam zonas com declive demasiado escarpado, sendo a cultura plantada de acordo com as linhas de pendente; 2) com o uso continuado de monocultura; 3) com a utilização incorrecta de fertilizantes minerais e adubação mecânica; 4) com a compactação do solo pela passagem de maquinaria pesada e; 5) com o desprendimento do solo para formar a “cama” para a sementeira. O controlo da erosão depende do bom uso do solo, o que implica o estabelecimento de suficientes culturas de cobertura e práticas agrícolas seleccionadas (Morgan, 1997)

Desta forma, a conservação do solo apoia-se fundamentalmente em métodos agronómicos combinados com adequadas medidas de mobilização do solo, entre as quais as tecnologias mecânicas que funcionam apenas como apoio (Morgan, 1997).

Em situações nas quais já existe degradação, seja na sua forma inicial (degradação agrícola) ou final (degradação biológica), é necessário adoptar técnicas de recuperação.

As estratégias para recuperação dessas áreas podem ser de longo, médio e curto prazo e ainda depender do sistema de exploração da área (pastagens, lavouras, florestas cultivadas e sistema agroflorestais) (Embrapa, 2003).

### 6.3.1 Estratégias de Longo Prazo

A estratégia de recuperação em longo prazo consiste no abandono da área para que haja a recomposição natural da vegetação.

O pousio conduz ao desenvolvimento de arbustos e árvores que, com o tempo, podem formar uma vegetação com características de floresta secundária, em que muitas das funções da floresta primária são parcialmente restabelecidas.

Esta vegetação secundária passa a absorver água das camadas mais profundas do solo, fixando carbono atmosférico e transferindo nutrientes do solo para a biomassa ficando, desta forma, menos susceptíveis à erosão.

Existem vários factores que podem comprometer ou dificultar a formação da vegetação secundária, como o baixo nível de sementes de plantas autóctones, elevado nível de compactação do solo, baixa fertilidade do solo ou efeitos residuais de herbicidas e pesticidas.

Para tornar a recuperação do solo mais rápida, pode optar-se por fazer o pousio dessas áreas, por períodos de tempo que podem ir entre 5 a 15 anos e posteriormente reincorporá-los ao sistema produtivo. Este período de tempo consiste no tempo necessário para que, uma vez cessadas as principais saídas de nutrientes, através da erosão e da absorção pelas colheitas, exista uma recuperação da produtividade do solo (Embrapa, 2003).

O tempo de pousio pode ser melhorado através da introdução ou plantação de espécies capazes de fixar azoto, através da associação simbiótica, normalmente, utilizando leguminosas arbustivas ou herbáceas.

Tratamentos silvícolas, como corte selectivo, plantação de espécies de valor económico e eliminação de espécies indesejáveis podem também ser realizados com o objectivo de aumentar a produtividade biológica e económica do sistema.

No Brasil, à semelhança de outros países, como Portugal, é prática comum, antes de efectuar as sementeiras, proceder à limpeza dos terrenos e posteriormente efectuar a sua queima. Esta prática deverá ser abandonada, podendo ser utilizadas, como alternativa, outras tecnologias, como a utilização de equipamentos que permitem o corte e a trituração da biomassa, que é

deixada para se decompor no solo. Estes procedimentos deixam o solo menos exposto a processos erosivos, evitando também a perda de nutrientes durante a queima, principalmente o azoto e o enxofre.

O processo anteriormente descrito é particularmente viável em áreas agrícolas onde a sementeira pode ser feita directamente sobre a biomassa vegetal triturada (Embrapa, 2003).

Efectivamente, a técnica de sementeira directa tem vindo a aumentar no Brasil, onde vários estudos realizados têm demonstrado a eficácia destas técnicas no controlo da erosão, com reduções de 50 a 95% das perdas de solo, relativamente à utilização de metodologias de preparação do solo convencionais (Cogo *et al.* 2003).

A recuperação dos corredores ripários é também considerada uma estratégia de longo prazo, uma vez que existe a necessidade de efectuar a reflorestação nestas zonas vulneráveis, devendo utilizar-se o maior número de espécies possível, de forma a garantir a heterogeneidade da flora, sendo nesta situação fundamental o conhecimento das plantas existentes na região, o seu comportamento e a forma como se encontram situadas dentro do corredor ripário (Embrapa, 2003). Estas devem ainda ser de ocorrência natural e estar em diferentes estádios de sucessão, ou seja, pioneiras (espécies de rápido crescimento) e secundárias (espécies de crescimento mais lento).

Para a recuperação de áreas degradadas é possível utilizar espécies nativas que possibilitem uso múltiplo, podendo apresentar retorno económico, sem degradação ambiental (Embrapa, 2003).

### 6.3.2 Estratégias de Médio Prazo

Para os ecossistemas de pastagens, as estratégias de recuperação de áreas degradadas a médio prazo consistem na integração da lavoura e pecuária e na introdução de sistemas silvopastoris. Para os restantes ecossistemas agrícolas, a principal estratégia é a introdução de sistemas agroflorestais. Estas estratégias permitem a recuperação do terreno num curto espaço de tempo, sendo o aproveitamento económico da área, praticamente imediato.

A introdução de árvores em terrenos de pastagens, tem como objectivo a melhoria na reciclagem de nutrientes, uma vez que ocorre a sua absorção pelas raízes das árvores nas camadas mais profundas do solo e, a posterior reposição na camada superficial, através da decomposição das folhas e raízes. Se a espécie arbórea promover associações simbióticas com bactérias fixadoras de azoto, haverá também uma maior concentração desse nutriente no sistema.

A integração de lavoura e pecuária é, dentro da perspectiva de retorno económico e viabilidade agronómica, a alternativa mais segura para a recuperação de áreas de pastagens degradadas.

Na recuperação de áreas degradadas existe uma grande variedade de combinações de sistemas agroflorestais, tais como a sementeira de acordo com as curvas de nível, a construção de patamares, entre outros.

Estes sistemas apresentam como principais benefícios, os seguintes:

- Desenvolvimento de uma camada densa de raízes com micorrizas, similar à floresta natural, com a função de diminuir a lixiviação de nutrientes e aumentar a absorção de fósforo disponível;
- Produção abundante de folhagem, que contribui para aumentar a quantidade de húmus no solo, após a sua decomposição;
- Fonte adicional de azoto, através da introdução de espécies fixadoras desse elemento;
- Absorção de nutrientes das camadas mais profundas do solo, levando-as às camadas superficiais, tanto os percolados, quanto os libertados pela decomposição da rocha-mãe (Embrapa, 2003).

### 6.3.3 Estratégias de Curto Prazo

As estratégias a curto prazo consistem na adopção de tecnologias que permitem a imediata recuperação da área.

De uma forma geral as estratégias de recuperação nas áreas agrícolas envolvem: 1) a utilização de correctivos de acidez, de forma a eliminar os efeitos tóxicos do alumínio e fornecer cálcio e magnésio às plantas; 2) a utilização de leguminosas como fonte de azoto e matéria orgânica; 3) a adubação química para a reposição dos teores de fósforo e potássio no solo (Embrapa, 2003; SoCo, 2009).

As leguminosas podem também ser cultivadas em conjunto, principalmente com espécies arbustivas ou arbóreas, funcionando desta forma como “adubos verdes”, podendo ser utilizados na recuperação de áreas degradadas, outros tipos de adubos verdes como excrementos de animais, as lamas provenientes do tratamento de águas residuais urbanas e o composto proveniente de resíduos sólidos urbanos.

A utilização de fontes orgânicas desencadeia no solo diversas reacções benéficas, como o aumento da actividade microbiana, uma maior retenção de catiões e aniões, melhoria da estrutura e capacidade de retenção da água, o que ajuda na rápida recuperação de áreas degradadas.

#### 6.4. Recuperação de Áreas Degradadas e Contaminadas

A requalificação entende-se como um conjunto de técnicas que visam estabelecer o funcionamento do ecossistema (em termos de balanço energético, cadeia alimentar, etc.) e a recolonização pelas comunidades que lhe estão associadas, permitindo ainda maximizar o uso múltiplo de condições oferecidas para esse sistema.

Embora os termos requalificação, reabilitação e recuperação sejam geralmente entendidos do mesmo modo, apenas a última designação possui uma visão mais holística, atribuindo-se os primeiros termos a acções de mitigação, desta forma, o termo recuperação pode ser definido como o restabelecimento da estrutura e função de um ecossistema, incluindo a sua diversidade natural (Cortes, 2002).

A recuperação de solos é um dos aspectos de reabilitação ambiental que menos interesse despertou no passado, tendo resultado no aumento de situações de contaminação do solo durante os últimos anos (Doménech, 1995).

A poluição dos solos e de sistemas aquáticos por metais pesados é um factor que afecta a qualidade do meio ambiente e constitui um risco eminente de intoxicação ao homem.

Os metais pesados existentes no ambiente são originários de processos litológicos e/ou actividades antrópicas, como a utilização de fertilizantes em zonas agrárias e a actividade mineira e de transformação (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

As acções antrópicas são responsáveis pela entrada de 1,16 milhões de toneladas de metais por ano, nos ecossistemas terrestres e aquáticos, em todo o mundo. No Brasil, a actividade mineira de níquel, ouro, ferro e de outros metais com interesse comercial, tem contribuído com a libertação de rejeitos que se constituem como uma das principais formas de contaminação do solo e da água por metais pesados. No Estado de Minas Gerais, o Município de Congonhas é um exemplo importante, não apenas pela degradação da paisagem devido a fenómenos erosivos, mas também pela elevada contaminação apresentada por vastas áreas de solos e por recursos hídricos, em consequência da laboração de grandes empresas de extracção de ferro (Figura 6.8). O aumento da quantidade destes rejeitos em zonas próximas



das explorações mineiras pode estar relacionado com processos químicos e biológicos que controlam a solubilidade, a disponibilidade biológica e a mobilidade destes metais, no solo e na água (Muniz & Oliveira-Filho, 2006).



**Figura 6.8** – Mina da Casa de Pedra (Ferro), Congonhas, MG. (Fonte: Coogole Earth).

Neste sentido, a redução dos impactes causados pela poluição do solo e da água é fundamental para a melhoria da qualidade ambiental e garantia da qualidade de vida dos locais afectados.

Grande parte das técnicas para recuperar e minimizar os impactes sobre o solo e água, contaminados por metais pesados, têm sido desenvolvidas para resolver problemas locais, devendo ser adaptadas em função das variações e das condições do meio (Oliveira Muniz & Oliveira-Filho, 2006).

O processo de recuperação de solos contaminados tem como base a redução dos teores de contaminantes, até estes atingirem níveis seguros e compatíveis com a protecção da saúde humana, impedindo ou dificultando a disseminação de substâncias novas para o ambiente (Tavares, 2009).

Seja qual for a tecnologia de recuperação adoptada para a descontaminação de determinada área, esta deve ser aplicada, tendo em consideração as características de cada local contaminado, assim como a legislação ambiental em vigor, devendo ser compatível com o risco que a contaminação apresenta (Tavares, 2009).

A maioria dos solos apresenta alguma contaminação, no entanto, a questão é determinar o ponto a partir do qual a contaminação do solo apresenta um risco inaceitável, seja pela existência em si da (s) espécie (s) contaminante (s), ou pelo uso pretendido para o solo (Tavares, 2009).

As técnicas de descontaminação de solos desenvolveram-se inicialmente como operações práticas, em instalações de tratamento, para onde se transportava o solo escavado (*ex situ*). O conceito das instalações inicialmente utilizadas era semelhante às instalações de tratamento de resíduos perigosos e, efectivamente, ambos, solos e resíduos, podem processar-se nas mesmas instalações, o que apresenta vantagens, principalmente económicas. O principal inconveniente deste procedimento de tratamento conjunto, relaciona-se com os custos associados à escavação e transporte, quando se trata do tratamento de elevados volumes de solo contaminado (Jiménez, 2002).

Desta forma, têm vindo a desenvolver-se tecnologias de tratamento de solo *in situ*, baseadas, embora que em pequena escala, com as tecnologias *ex situ*. Neste sentido, as tecnologias *in situ*, por poderem ser utilizadas no próprio terreno contaminado, sem necessidade de recorrer a escavações e transporte, permitem resolver problemas que até há bem pouco tempo seriam inabordáveis (Jiménez, 2002).

Numerosas são as técnicas e metodologias de descontaminação de solos que têm surgido nos últimos anos. As especificidades do tipo de solos, das áreas contaminadas e dos contaminantes a tratar, torna necessária mais vezes a adopção de diferentes tecnologias em conjunto, no sentido de melhor optimizar a remediação e reabilitações dos locais (Sparks, 1995).

As metodologias de descontaminação de solos, aplicadas *in situ* ou *ex situ*, podem ser agrupadas em três grupos: 1) Físicas e Químicas, 2) Biológicas e 3) Térmicas (USEPA, 2006), encontrando-se a sua adequação dependente da classe dos contaminantes a tratar.

A adequação de cada tecnologia aplicada na recuperação e descontaminação de solos, *in situ*, a cada classe de contaminantes encontra-se apresentada na Tabela 6.2.

**Tabela 6.2** - Adequação de cada tecnologia de descontaminação de solos *in situ* a cada classe de contaminante (Adaptado de USEPA, 2006).

Adequação da técnica de acordo com a capacidade de tratamento:	COV's Não Halogenados	COV's Halogenados	COSV's Não Halogenados	COSV's Halogenados	Combustíveis Líquidos	Compostos Inorgânicos	Radionuclídeos	Compostos Explosivos
Má ●								
Média ●								
Boa ○								
E (Específica)								
<b>Técnicas <i>In situ</i> – Físicas e Químicas</b>								
Extracção de Vapor do Solo	○	○	●	●	○	●	●	●
Solidificação/Estabilização	●	●	●	●	●	○	○	●
Oxidação Química	●	●	●	●	●	E	●	●
Lavagem do Solo	○	○	○	○	○	○	●	●
Separação Electrocinética	○	○	○	○	●	○	○	●
Injecção de nano partículas de ferro zero valente	○	○	○	○	●	○	●	○
<b>Técnicas <i>In situ</i> – Biológicas</b>								
Biorremediação	○	○	○	E	○	E	E	○
Bioarejamento	○	○	○	●	○	●	●	●
Fitorremediação	○	○	○	E	○	○	●	●
<b>Técnicas <i>In situ</i> – Térmicas</b>								
Vitrificação	○	○	○	○	○	●	●	●

Seguidamente apresenta-se na Tabela 6.3 a adequação de cada tecnologia aplicada na descontaminação de solos, *ex situ*, a cada classe de contaminantes.

**Tabela 6.3** - Adequação de cada tecnologia de descontaminação de solos *ex situ* a cada classe de contaminante (Cole, 1994; USEPA, 1994; Reis, *et al.* 2003).

Adequação da técnica de acordo com a capacidade de tratamento:	COV's Não Halogenados	COV's Halogenados	COSV's Não Halogenados	COSV's Halogenados	Combustíveis Líquidos	Compostos Inorgânicos	Radionuclídeos	Compostos Explosivos
Má ●								
Média ●								
Boa ○								
E (Específica)								
<b>Técnicas <i>Ex situ</i> – Físicas e Químicas</b>								
Extracção de Vapor do Solo	○	○	●	●	○	●	●	●
Solidificação/Estabilização	●	●	●	●	●	○	○	●
Oxidação Química	●	●	●	●	●	E	●	●
Lavagem do Solo	○	○	○	○	○	○	●	●
Escavação e Deposição em Aterro	●	●	●	●	●	○	○	○
<b>Técnicas <i>Ex situ</i> – Biológicas</b>								
Agrorremediação ( <i>Landfarming</i> )	○	○	○	E	○	E	E	○
Compostagem	○	○	○	E	○	○	●	○
<b>Técnicas <i>Ex situ</i> – Térmicas</b>								
Incineração	○	○	○	○	○	●	●	●
Incorporação em betume	○	○	○	○	●	○	●	●

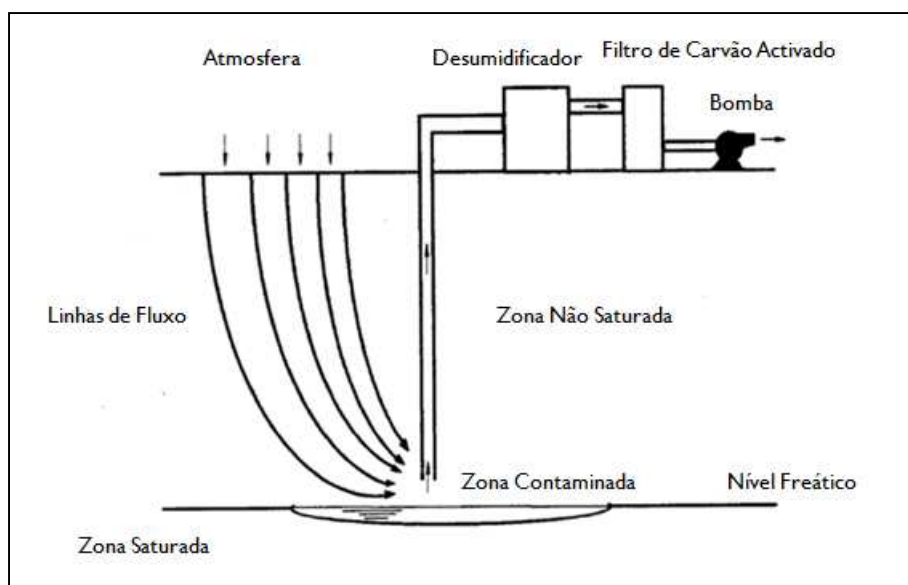
Seguidamente será efectuada uma análise, de forma resumida, de cada uma das tecnologias referidas nas Tabelas 6.2 e 6.3.

### 6.4.1. Metodologias de descontaminação de solos *in situ*

#### 6.4.1.1. Técnicas Físicas e Químicas

##### 6.4.1.1.1. Extracção de Vapor do Solo

Na técnica da Extracção de Vapor do Solo (na terminologia anglo-saxónica *Soil Vapor Extraction*), ocorre a remoção física dos contaminantes, adequando-se especialmente esta técnica a Compostos Orgânicos Voláteis (COV's) e a hidrocarbonetos do petróleo (BTEX), existentes na zona insaturada. Através de poços perfurados no solo, aplica-se extracção a vácuo, de acordo com o esquema apresentado na Figura 6.9 (Lourenço, 1998; USEPA, 2006).



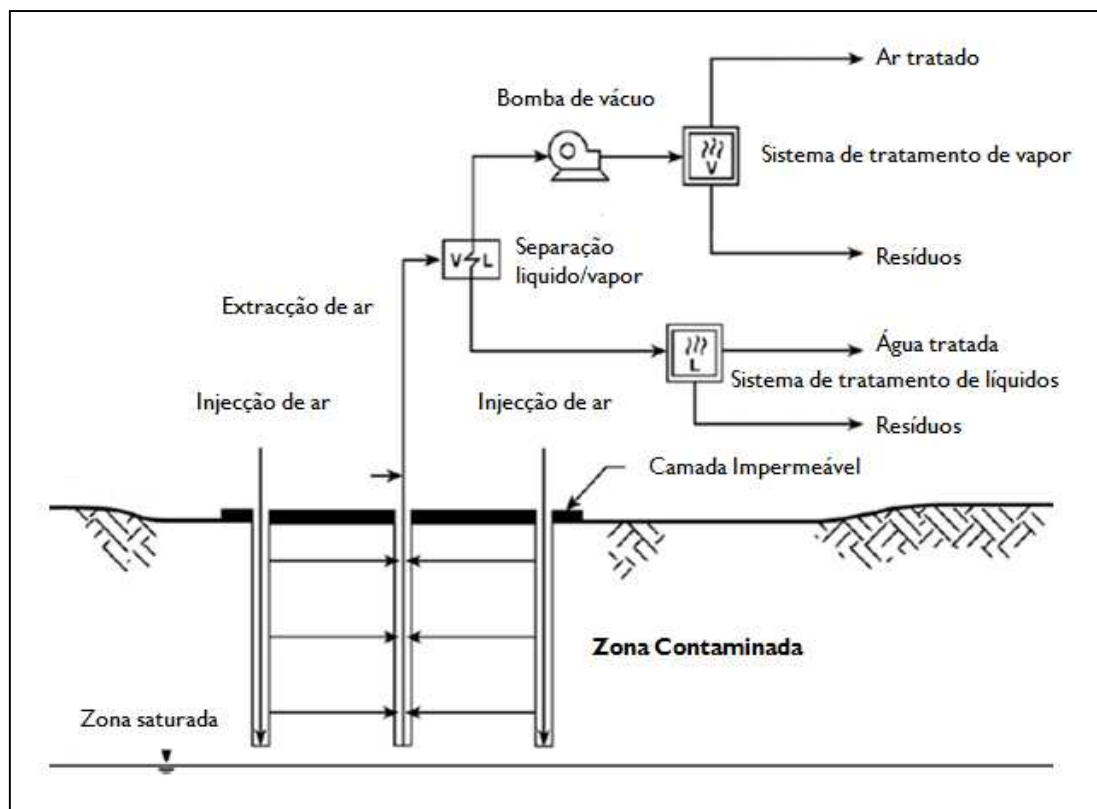
**Figura 6.9** – Princípios de funcionamento da técnica de Extração de Vapor do Solo (Adaptado de Lourenço, 1998).

A metodologia adoptada nesta técnica consiste em realizar furos através da zona contaminada, por onde os COV's são extraídos sob a forma de vapor, com o auxílio de bombas. O solo deverá possuir permeabilidade suficiente para que o ar seja aspirado a uma velocidade razoável através da zona contaminada. O princípio básico deste processo assenta na passagem de uma corrente de ar na zona a descontaminar, de modo a remover todos os contaminantes na fase de vapor (Hillel, 1998; Lourenço, 1998; Nobre e Nobre, 2003)

O ar extraído é desumidificado de forma a retirar o excesso de água. Seguidamente é tratado, por exemplo, através de um leito de carvão activado, de forma a remover os COV's antes de ser lançado para a atmosfera (Hillel, 1998; Lourenço, 1998).

A eficiência desta técnica pode ser aumentada, quando combinada com outras metodologias, como a da Injecção de Ar (USEPA, 2006).

Nesta configuração da Extração de Vapor do Solo, tem como objectivo a maximização da interacção do caudal de ar de passagem com a zona contaminada. Neste sentido, fazem-se furos de entrada de ar (passivos), ou de injecção (quando o ar é forçado a entrar), em redor do poço de extração para uma melhor circulação de ar (Figura 6.10) (Hillel, 1998; Lourenço, 1998; USEPA, 2006).



**Figura 6.10** – Princípios de funcionamento da técnica de Extração de Vapor do Solo, combinada com Injecção de Ar (Adaptado de USEPSA, 2006).

No caso de o ar ser injectado, a água existente nos poros do solo, é retirada, causando uma desadsorção do contaminante da estrutura do solo, que passa para a fase gasosa, movimentando-se para a superfície com a ajuda do sistema de extração de vapor (Albergaria, 2007; Tavares, 2009).

Estes furos de injeção podem fazer parte de um sistema de extração em circuito fechado, em que o ar contaminado, depois de passar pelo sistema de carvão activado volta a recircular, limpo, através do solo (Lourenço, 1998).

A aplicação de um desumidificador torna-se necessária, especialmente se os vapores vão ser tratados por um leito de carvão activado, uma vez que, para além de aumentar a eficiência deste, permite proteger a bomba.

Podem ser utilizados revestimentos impermeáveis (Figura 6.9) de forma a: 1) reduzir o volume de solo que o ar tem de atravessar e 2) limitar emissões fugitivas de vapor do solo (Lourenço, 1998).

A técnica de Extração de Vapor do Solo apresenta, no geral, as principais vantagens e desvantagens (ou limitações) (Tabela 6.4):

**Tabela 6.4** – Principais vantagens e desvantagens da técnica de Extracção de Vapor do Solo (Lourenço, 1998; Albergaria, 2007; Ferreira & Fernandes, 2010).

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Impacte ambiental reduzido e alterações do local pouco significativas;</li> <li>- Ausência de escavações;</li> <li>- Facilidade de remediação em zonas localizadas por baixo de edifícios ou outras instalações;</li> <li>- Permite tratar grandes volumes de solo;</li> <li>- Custos de operação e manutenção relativamente baixos;</li> <li>- Fácil de instalar e operar;</li> <li>- Utilização de equipamentos convencionais e fáceis de manobrar;</li> <li>- Não é necessária a utilização de reagentes;</li> <li>- Permite obter resultados a curto prazo;</li> <li>- Promove a destruição dos materiais contaminantes;</li> <li>- Pode ser utilizada em combinação com outras técnicas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Os solos deverão ser suficientemente permeáveis para que o ar seja aspirado a uma velocidade razoável, através da zona contaminada;</li> <li>- Os contaminantes deverão estar localizados acima do nível freático (na zona não saturada);</li> <li>- Quando existem contaminantes orgânicos com elevada massa molar, uma vez que nestas circunstâncias, os consumos energéticos serão superiores, o que implica aumentos no custo do processo;</li> <li>- Os produtos químicos a remover têm de ser voláteis ou semi-voláteis, com uma pressão de vapor igual ou superior a 0,5 torr (desta forma não é exequível a remoção de metais, alguns pesticidas e policlorobifenilos (PCB's), uma vez que as suas pressões de vapor são muito baixas);</li> <li>- Os produtos químicos a remover devem ter uma baixa solubilidade em água, ou a humidade do solo deverá ser baixa.</li> </ul>

Esta tecnologia possui uma variante, denominada de Arejamento *in situ*, na terminologia anglo-saxónica *air-sparging*. Nesta variante utiliza-se ar injectado para remover os compostos voláteis, mas ao contrário do sistema SVE, esta pode ser aplicada, quer em horizontes saturados, quer em horizontes insaturados. Este sistema permite favorecer a biodegradação aeróbia de determinados compostos, uma vez que promove o aumento da quantidade de oxigénio dissolvido (Nobre & Nobre, 2003; USEPA, 2006; Collins, 2006).

### 6.4.1.1.2. Solidificação/Estabilização

Nesta técnica, na terminologia anglo-saxónica *Solidification/Stabilization*, a descontaminação do solo, não se realiza através da destruição dos contaminantes, mas sim, da sua imobilização (Cole, 1994). Assim sendo, promove-se a imobilização, física ou química, ou o isolamento de poluentes inorgânicos, como o caso de alguns metais pesados (p. ex. chumbo, cádmio, mercúrio e arsénio), de radionuclídeos e alguns compostos orgânicos semi-voláteis (COSV's), halogenados e não halogenados (USEPA, 2006; Tavares, 2009; Ferreira & Fernandes, 2010).

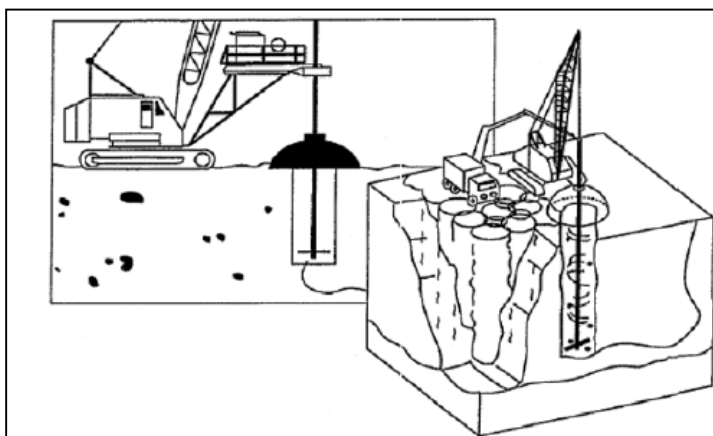
As técnicas de solidificação permitem o encapsulamento dos contaminantes num bloco sólido, enquanto que, as técnicas de estabilização permitem reduzir o impacte da descontaminação, do ponto de vista da formação de compostos móveis e tóxicos (USEPA, 2006).

A estabilização química permite, através de processos físicos e químicos, reduzir a concentração dos contaminantes (no solo e sedimentos) através de processos de precipitação, complexação e adsorção.

De acordo com a USEPA (2006), esta técnica possui três vertentes: 1) Perfuração vertical da zona contaminada, 2) Introdução assistida do agente solidificante e 3) Injecção do agente solidificante.

- 1) Na vertente Perfuração Vertical da zona contaminada, que possui como limitação os 47 metros (aproximadamente) (USEPA, 2006), o solo é escavado em profundidade, sendo a fração contaminada substituída pelo agente solidificante, normalmente cimento, com ou sem adiconantes (Cole, 1994). Em alguns estudos referidos em USEPA (2006), aparece como principal referência do cimento a utilizar, o cimento *Portland*.

Uma imagem representativa da vertente da técnica de Solidificação/Estabilização, Perfuração Vertical, encontra-se na Figura 6.11.



**Figura 6.11** – Esquema representativo da técnica de Solidificação/Estabilização – vertente Perfuração Vertical (USEPA, 2006).



- 2) A vertente da técnica denominada de Introdução Assistida do Agente Solidificante, é preferencialmente escolhida, quando a contaminação se encontra à superfície;
- 3) A vertente da técnica denominada de Injecção do Agente Solidificante, recorre à utilização de pressões elevadas para a injecção deste tipo de compostos, sendo esta vertente preferencialmente utilizada quando a contaminação atinge zonas profundas do solo, actuando de forma semelhante à vertente de Perfuração Vertical, sem ocorrer escavação do terreno.

Em qualquer uma das vertentes da técnica de solidificação/estabilização, o processo é exotérmico, podendo ocorrer a volatilização de COV's, existindo desta forma a necessidade de recuperação dos vapores libertados durante o processo, com posterior tratamento (USEPA, 2006).

#### 6.4.1.1.3. Oxidação Química

A técnica de Oxidação Química tem como principio a oxidação ou redução directa dos contaminantes, transformando-os em formas não tóxicas, através da injecção de diversas soluções químicas, sendo as mais utilizadas, o permanganato de potássio ( $\text{KMnO}_4$ ), o peróxido de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e o ozono ( $\text{O}_3$ ) (ITRC, 2000; Nobre & Nobre, 2003), podendo ser utilizada *in situ* ou *ex situ*.

O permanganato de potássio é utilizado na oxidação de uma vasta gama de compostos orgânicos e inorgânicos, entre eles solventes clorados, hidrocarbonetos aromáticos policlorados e fenóis (Fountain, 1998; ITRC, 2000).

Na utilização do peróxido de hidrogénio como agente oxidante, torna-se necessária a utilização de um metal de transição, como catalisador da reacção, sendo o mais comumente utilizado, o ferro (Fountain, 1998; ITRC, 2000).

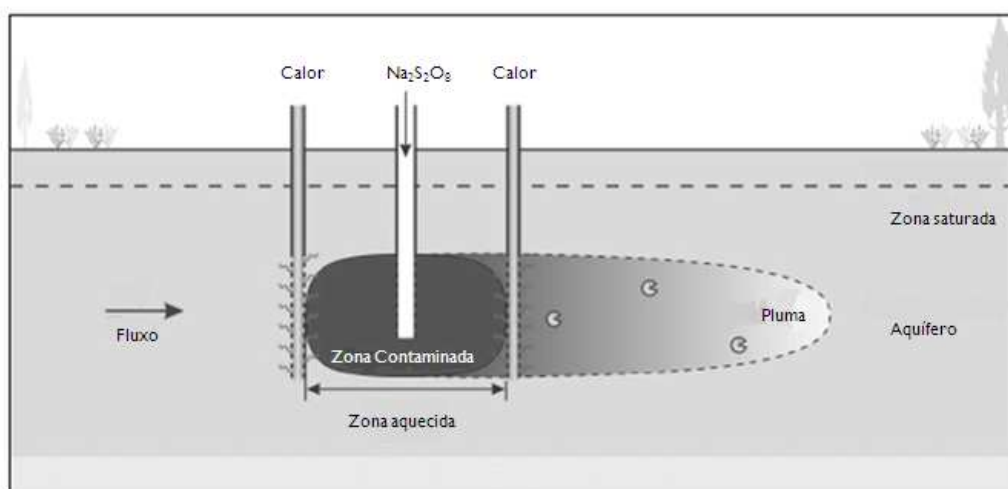
O ozono, por ser um composto instável e com um tempo de semi-vida curto, é considerado um agente oxidante agressivo. Pode ser utilizado para tratamento de locais contaminados com diferentes tipos de compostos orgânicos, tipicamente resistentes à Oxidação Química com recurso a outros agentes oxidantes, tais como hidrocarbonetos aromáticos, pesticidas, solventes clorados e compostos explosivos (por exemplo em terrenos de utilização militar) (Fountain, 1998; ITRC, 2000).

Mais recentemente encontram-se em desenvolvimento novos agentes oxidantes, mais seguros e mais fáceis de utilizar, como é o caso do persulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) (Tsitonaki & Bjerg, 2008).

Esta técnica pode ser utilizada como tratamento único, ou como pré-tratamento do solo, aumentando a biodegradabilidade, ou a toxicidade de certos efluentes, sendo posteriormente estes, reencaminhados para outros tratamentos, como o biológico (IRTC, 2000; Tsitonaki & Bjerg, 2008).

Esta técnica consiste na injeção de oxidantes químicos no solo, de forma a reduzir ou eliminar a concentração dos contaminantes, podendo ser utilizada em combinação com outras tecnologias, de forma a aumentar a sua eficiência de tratamento, como por exemplo: 1) tecnologias que permitam a redução da massa do contaminante a ser tratado, evitando novos episódios de contaminação, 2) com tratamento térmicos de forma a rentabilizar a activação dos oxidantes químicos, 3) com a aplicação de biorremediação natural (Tsitonaki & Bjerg, 2008).

Uma imagem representativa da aplicação desta técnica encontra-se apresentada na Figura 6.12.



**Figura 6.12** – Princípios de funcionamento da técnica de Oxidação Química (o persulfato de sódio é utilizado como oxidante e o calor é utilizada na activação da reacção (Adaptado de Tsitonaki & Bjerg, 2008).

Para que a utilização desta técnica seja viável, existe a necessidade de controlar as condições específicas do local a descontaminar (como é o caso do pH do solo e temperatura), assim como as características específicas dos oxidantes.

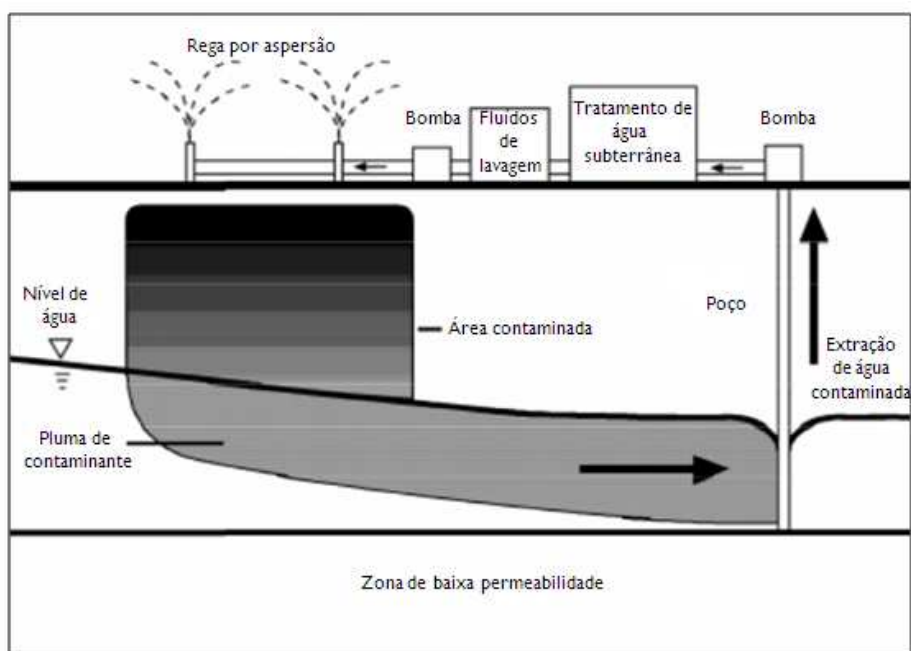
#### 6.4.1.1.4. Lavagem do Solo

Na técnica de Lavagem do Solo (na terminologia anglo-saxónica *Soil Flushing*), o processo de descontaminação é realizado recorrendo à injeção de fluídos (água, solução aquosa ácida ou básica, ou solventes) através de poços ou valas, sendo os mesmos fluídos recolhidos posteriormente para tratamento, a jusante da área contaminada (USEPA, 1997; Ferreira & Fernandes, 2010).

Dependo do fluído utilizado na lavagem do solo, metais inorgânicos, tais como chumbo, cromo e compostos orgânicos como PCBs podem ser removidos (Coutinho & Barbosa, 2007).

Em algumas situações, como no caso de solos que possuem elevados teores de ácidos húmicos, pode existir a necessidade de se efectuar, um pré-tratamento, para que exista uma maior adsorção de compostos orgânicos no solo. Nestas situações, a água de lavagem requer tratamento, uma vez que os compostos adsorvidos nas argilas são de difícil remoção devido à sua baixa permeabilidade (Ferreira & Fernandes, 2010).

Uma imagem representativa desta técnica encontra-se na Figura 6.13.



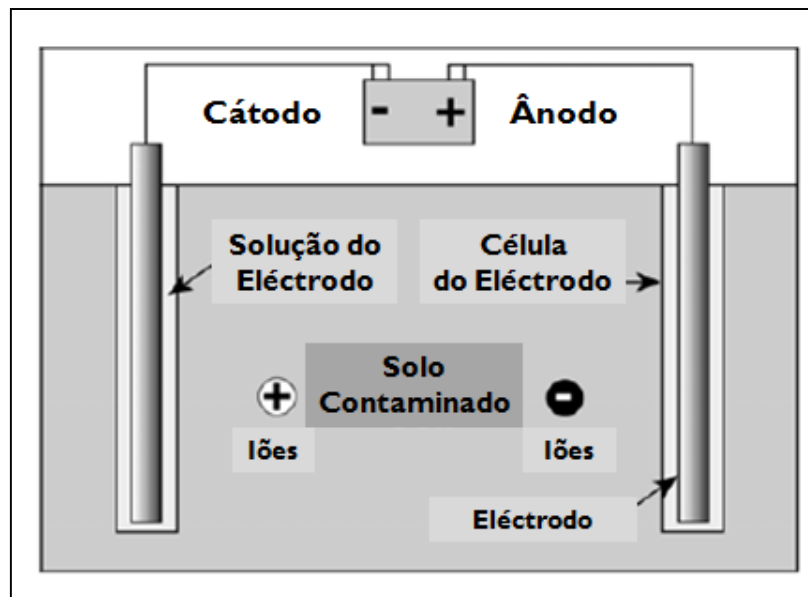
**Figura 6.13** – Princípios de funcionamento da técnica de Lavagem do Solo (Adaptado de USEPA, 1997).

### 6.4.1.1.5. Separação Electrocinética

As metodologias Electrocinéticas, também denominadas por metodologias electroquímicas ou electrorremediação, podem ser caracterizadas como tecnologias em desenvolvimento. Possuem diversas vertentes e são caracterizadas por agilizar a remoção de contaminantes, através da aplicação de um gradiente eléctrico (GWRTAC, 1997 a; COAM, 2010).

Inicialmente a utilização desta técnica estava apenas relacionada com a extracção de metais pesados do solo. Actualmente, alguns estudos defendem que esta técnica possui também aplicabilidade na remoção de compostos orgânicos ou como técnica auxiliar na optimização da biodegradação destes compostos (Ferreira & Fernandes, 2010).

Estas técnicas, consideradas bastante eficientes na remoção de metais pesados do solo, baseiam-se na aplicação de um gradiente eléctrico no solo, mediante uma fonte de corrente contínua entre eléctrodos alternados (ânodo e cátodo), convenientemente dispostos no solo a tratar (Jiménez, 2002) (Figura 6.14).



**Figura 6.14** – Princípios de funcionamento da Separação electrocinética (Adaptado de USEPA, 2006).

A corrente eléctrica a utilizar é de baixa voltagem, na ordem dos mA/cm<sup>2</sup> (Jiménez, 2002; Castelo-Grande *et al.* 2007).

Quando a corrente eléctrica é aplicada, o primeiro fenómeno que ocorre é a electrólise da água, tornando a solução junto do ânodo ácida. Essa “frente ácida” do ânodo desloca-se até ao cátodo por migração, levando à desadsorção dos contaminantes do solo. Os eléctrodos usados devem ser de material inerte, como sejam a grafite ou a platina. Os contaminantes que

chegam ao eléctrodo podem ser removidos por precipitação ou co-precipitação, bombagem próxima do eléctrodo ou complexação com iões de permuta iónica (Castelo-Grande *et al.* 2007).

O transporte e eliminação de contaminantes no solo, recorrendo a esta técnica, resultam na combinação de três mecanismos: 1) electro-osmose (movimento da água); 2) electroforese (movimento das partículas) e 3) electromigração (movimento de iões) (Jiménez, 2002; Castelo-Grande *et al.* 2007; Ferreira & Fernandes, 2010).

#### 6.4.1.1.6. Injecção de Nano Partículas de Ferro Zero Valente

No contexto da permanência de soluções de baixo custo que viabilizem a recuperação *in situ* de solos e ecossistemas aquíferos contaminados, surgiram nos Estados Unidos da América tecnologias de remediação com recurso a nano minerais, como as nano partículas de ferro zero valente (nZVI na terminologia anglo-saxónica, de *nano zero valent iron*) (Gonçalves *et al.* 2012).

Esta tecnologia emergente tem sido incorporada às tecnologias ambientais actualmente disponíveis e, pode ser aplicada na remediação de uma grande variedade de contaminantes, promovendo reduções nos custos e maiores eficiências nos processos de remediação (Saccoccio *et al.* 2010).

Alguns estudos realizados evidenciam que alguns metais sofrem corrosão acelerada devido à presença de compostos orgânicos em meio aquoso, contribuindo desta forma para a degradação dos contaminantes. Os metais mais utilizados sob a forma de macro ou nano partículas no tratamento de contaminantes, encontram-se representados na Tabela 6.5.

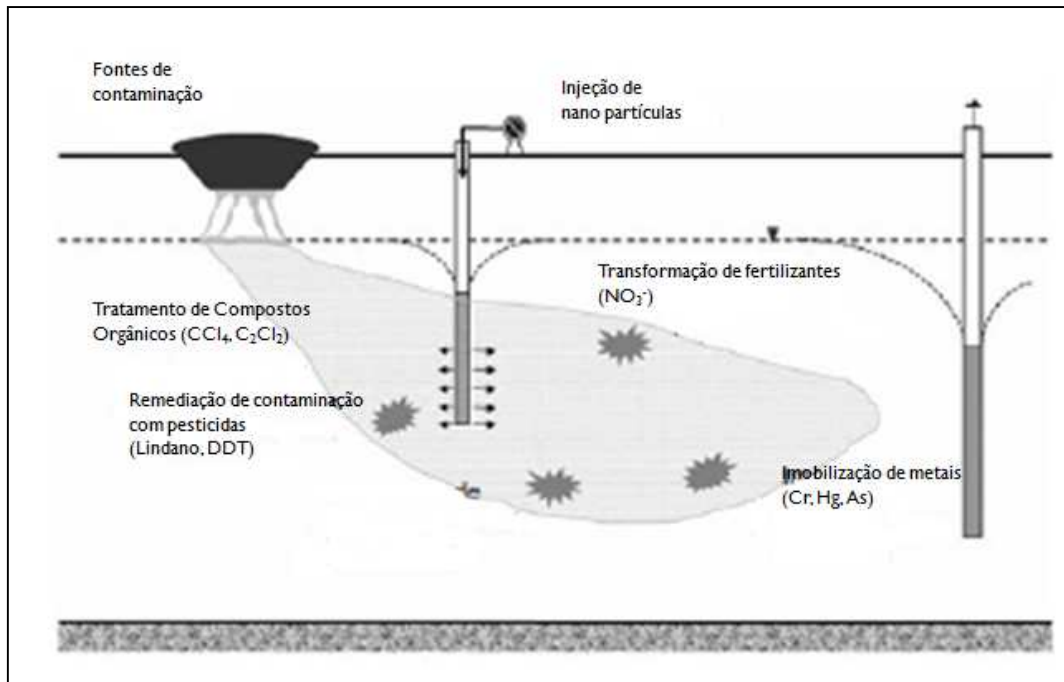
**Tabela 6.5** – Metais utilizados no tratamento de contaminantes (Adaptado de Saccoccio *et al.* 2010).

Metais	Contaminantes
Metais Alcalinos	Sódio
	Potássio
Alcalino Terrosos	Cálcio
	Magnésio
Metais de Transição	Ferro
	Níquel
	Zinco

	Vanádio
Outros Metais	Índio
	Silício
	Estanho
Sistemas Bimetálicos	Fe/Pd
	Fe/Cu
	Fe/Ni
	Fe/Si
	Mg/Pd

Os primeiros estudos realizados com partículas metálicas na remediação química focavam-se na utilização de macro partículas. Essas macro partículas apresentavam como vantagem o facto de serem facilmente obtidos com menores custos de produção. A partir dos resultados apresentados, novos estudos foram realizados, utilizando partículas de menores tamanhos, chegando, na actualidade, à utilização de partículas em nano escala ( $10^{-9}$  m) (Saccoccio *et al.* 2010).

Um exemplo da aplicação de micro partículas é a construção de barreiras reactivas permeáveis (BRPs), utilizadas no tratamento de águas subterrâneas contaminadas (Nobre & Nobre, 2003). De entre os metais mais utilizados sob a forma de micro partículas na remediação de locais contaminados, o mais utilizado é o ferro zero valente (Singhal *et al.* 2012; Madhavi *et al.* 2014). As nano partículas de ferro, para além de possuírem maiores taxas de descontaminação, apresentam também outras vantagens: 1) são redutores eficientes e conseguem promover a redução de uma grande quantidade de contaminantes; 2) possuem uma grande área de contacto o que favorece a reactividade superficial; 3) por possuírem um pequeno tamanho, apresentam uma maior mobilidade, permanecendo em suspensão por um longo período de tempo, estabilizando, desta forma, uma maior zona de tratamento. Para além disso, 4) apresentam uma grande flexibilidade para a aplicação *in situ* ou *ex situ*, podendo ser injectadas directamente em solos contaminados (Figura 6.15) (Souza, 2007; Saccoccio *et al.* 2010).



**Figura 6.15** – Aplicabilidade da injeção de nano partículas na remediação de solos e águas subterrâneas contaminadas (Adaptado de Saccoccio *et al.* 2010).

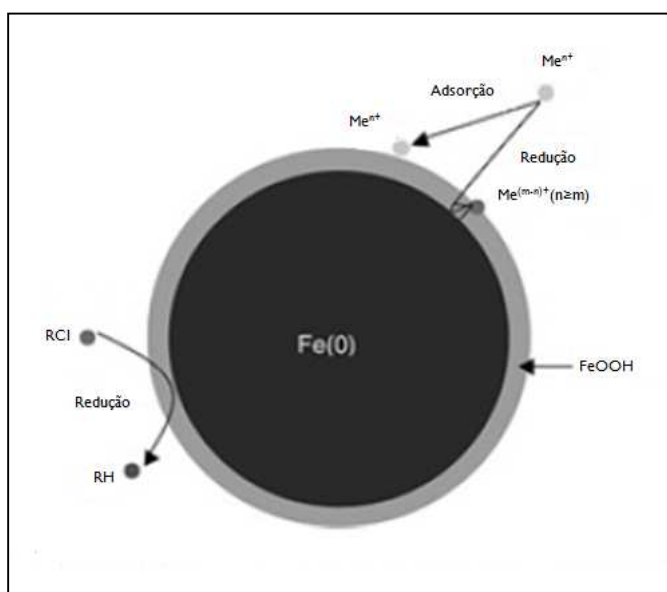
Alguns estudos realizados comprovam a eficiência das nano partículas de ferro no tratamento de uma grande variedade de compostos, incluindo os compostos orgânicos halogenados, metais pesados e compostos nitroaromáticos (Tabela 6.6).

**Tabela 6.6** – Lista dos principais contaminantes tratados por nano partículas de ferro zero valente (Adaptado de Saccoccio *et al.* 2010).

Contaminantes	
Metais Clorados	Tetracloro de carbono
	Clorofórmio
	Dibromoclorometano
	Clorometano
Benzeno Clorados	Hexaclorobenzeno
	Pentaclorobenzeno
	Tetraclorobenzeno
	Triclorobenzeno
	Diclorobenzeno

	Clorobenzeno
Pesticidas	DDT
	Lindano
Metais Pesados	Mercúrio
	Níquel
	Cádmio
	Chumbo
	Crómio
Trihalometanos	Bromofórmio
	Dibromoclorometano
	Diclorobromometano
Etano Clorados	Tetracloroetano
	Tricloroetano
	Cloreto de vinilo
Outros Policlorados	Hidrocarbonetos
	PCB's
	Pentaclorofenol
	1,1,1 – Tricloroetano
	Dioxinas

As partículas de ferro têm vindo a ser alvo de muito interesse ao longo das últimas décadas, no entanto são necessários estudos mais detalhados sobre os aspectos que influenciam a reactividade das partículas e os parâmetros que possam acelerar os processos de degradação (Figura 6.16).



**Figura 6.16** – Esquema ilustrativo das reacções de descontaminação de metais pesados e compostos organoclorados por ferro metálico (Adaptado de Saccoccio *et al.* 2010).



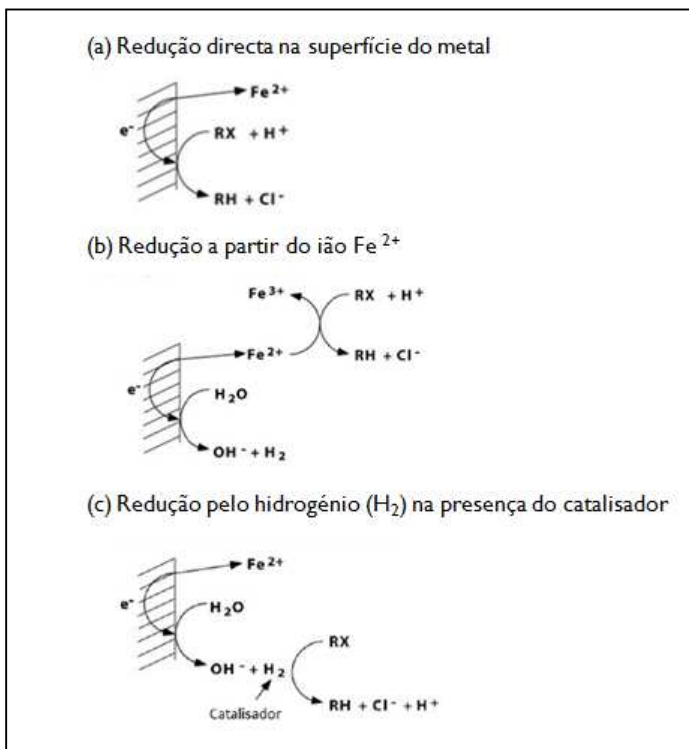
Esta técnica de remediação assenta nos seguintes princípios gerais: 1) o ferro é um agente redutor relativamente forte com um potencial padrão de oxidação-redução, em relação ao eléctrodo de hidrogénio e 2) por ser um forte agente redutor, o ferro actua na redução de uma série de compostos (identificados na Tabela 6.6), tornando-os menos tóxicos ou isentos de toxicidade (Souza, 2007; Saccoccio *et al.* 2010; Madhavi *et al.* 2014). A redução de compostos orgânicos halogenados é dada pela seguinte reacção:



Os mecanismos pelos quais ocorre a redução dos compostos orgânicos halogenados, actualmente aceites, função da injeção de nano partículas de ferro zero valente no solo, podem ser definidos da seguinte forma (Saccoccio *et al.* 2010):

- (a) A desalogenação ocorre por transferência directa de electrões da superfície do metal para o composto organoclorado adsorvido na superfície da partícula;
- (b) A reacção ocorre a partir da redução do composto organoclorado pelo  $\text{Fe}^{2+}$  gerado no processo de corrosão do ferro metálico;
- (c) Ocorre a hidrogenação do poluente pelo  $\text{H}_2$  em condições anaeróbias.

Estes mecanismos encontram-se representados na Figura 6.17:



**Figura 6.17** - Mecanismos de redução dos compostos orgânicos halogenados em função da injeção de nano partículas de ferro zero valente no solo (Adaptado de Saccoccio *et al.* 2010)

## 6.4.1.2. Técnicas Térmicas

### 6.4.1.2.1. Vitrificação

A tecnologia de vitrificação *in situ* é considerada uma tecnologia interessante e recente, uma vez que foi inicialmente experimentada no ano 1980, no entanto, é considerada dispendiosa face a outras tecnologias existentes. Inclui-se nas técnicas de remediação de solos, onde se recorre a tratamento térmico (Cole, 1994; USEPA, 2006). Os solos são submetidos a temperaturas elevadas (1600°C a 2000°C), de forma a promover a sua inertização. Como resultados obtém-se um material vítreo e cristalino, quimicamente estável e resistente à lixiviação (Nobre & Nobre, 2003). De acordo com Sparks (1995) a vitrificação permite imobilizar os contaminantes por períodos superiores a 10.000 anos.

De acordo com a USEPA (2006), a Técnica de Vitrificação, recorre a duas vertentes distintas para promover o aquecimento dos solos contaminados: 1) Através da introdução de eléctrodos ou 2) Através da denominada “Zona Plana de Fusão” (na terminologia anglo-saxónica *Planar Melting*).

- 1) A técnica de vitrificação, através da introdução de eléctrodos promove o aquecimento do solo através da aplicação de voltagem elevada, cuja corrente eléctrica resultante, percorre a área contaminada. Devido à elevada temperatura formada ao longo do processo, a sílica existente no solo funde-se, vitrificando e cobrindo desta forma os poluentes (Coutinho & Barbosa, 2007). Assim, resultam sólidos cristalinos estáveis, ocorrendo também a volatilização de alguns compostos que, uma vez na superfície, são encaminhados para tratamento (Cole, 1994; USEPA, 2006).

Os eléctrodos são introduzidos a uma distância entre 3 a 5 metros, da zona de amostragem. Entre estes eléctrodos o solo é escavado e é introduzido neste espaço material condutor, que permite a passagem da corrente eléctrica.

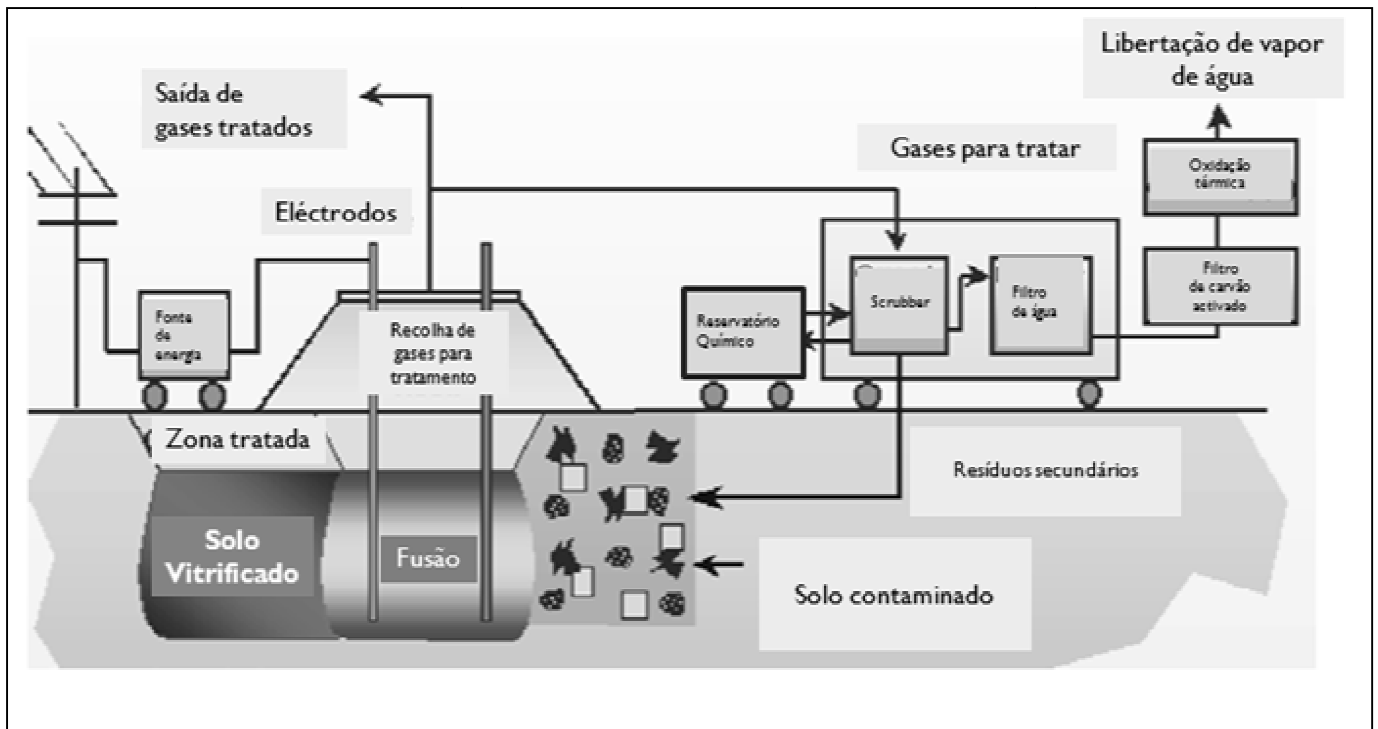
Este processo requer voltagens na ordem dos 3.200 kW. Todos os vapores resultantes deste processo são encaminhados para tratamento em filtros ou “*srubbers*” (lavadores de gases).

Nos casos em que ocorre a volatilização de metais, como o cádmio e o arsénio, associado ao sistema de tratamento de vapores, deverá existir um sistema de recuperação de metais (Cole, 1994);

- 2) A Técnica denominada de “Zona Plana de Fusão” resulta numa modificação ao processo convencional de vitrificação. Nesta técnica, o material condutor é introduzido no solo, na vertical, entre os eléctrodos. De uma forma geral são utilizados grupos de dois eléctrodos, promovendo o aquecimento dos solos

contaminados, quer na vertical, quer na horizontal, na área localizada entre os dois eléctrodos (Figura 6.18).

O facto de nesta variante da técnica existirem diferentes zonas de aquecimento, numa mesma área contaminada, origina a formação de uma menor quantidade de vapores, quando comparada com a técnica original (USEPA, 2006).



**Figura 6.18** – Esquema representativo da Técnica de Vitrificação (Adaptado de USEPA, 2006).

De acordo com Cole (1994) esta técnica possui como principais limitações 1) o facto de não poder ser utilizada em solos contaminados por petróleo ou algum dos seus derivados, devido ao elevado perigo de explosão resultante do aquecimento do solo. 2) O facto da aplicação desta técnica não ser recomendada em solos muito húmidos, ou sempre que a zona contaminada se encontre muito próxima de águas subterrâneas, devido á elevada voltagem que se aplica nos locais contaminados. Desta forma, face aos perigos envolvidos, a aplicação desta técnica exige técnicos especializados no processo e 3) o facto de não ser aconselhada para zonas contaminadas com profundidades superiores a 8 metros (aproximadamente).

### 6.4.1.3. Técnicas Biológicas

#### 6.4.1.3.1. Biorremediação

As técnicas de Biorremediação, como forma de tratamento do solo, são técnicas aeróbias ou anaeróbias, nas quais se recorre à utilização de microrganismos endógenos, que degradam, de forma natural, os contaminantes existentes no solo e nas águas subterrâneas, transformando-os, em substâncias não perigosas, não tóxicas, ou pouco tóxicas (Cole, 1994; COAM, 2010).

Nos processos abióticos raramente ocorre a transformação de substâncias orgânicas em substâncias inorgânicas, no entanto, em processos biológicos de degradação (biodegradação), pode ocorrer a completa transformação de compostos orgânicos tóxicos, em produtos inorgânicos não tóxicos, como por exemplo  $\text{CO}_2$  (COAMB, 2010).

Os processos de biodegradação podem ocorrer naturalmente nas condições existentes no local (biorremediação intrínseca), ou podem ser estimulados, recorrendo-se a tecnologias que visam a criação de condições ideais para que ocorra a biodegradação. Um destes exemplos consiste na estimulação do crescimento de microrganismos do solo, capazes de remover os contaminantes envolvidos no processo (Jacques *et al.* 2007; Tavares, 2009; COAM, 2010). Esta vertente da Biorremediação denomina-se de Bioestimulação.

Nas técnicas de biodegradação ocorrem reacções bioquímicas mediadas por microrganismos que metabolizam as substâncias orgânicas, promovendo a transformação de compostos orgânicos tóxicos, noutros compostos.

Sempre que nestas reacções ocorre a transformação de compostos orgânicos noutros menos tóxicos, o processo denomina-se de desintoxicação. Sempre que nestas reacções ocorre a transformação completa de compostos orgânicos tóxicos em compostos inorgânicos não tóxicos, o processo denomina-se de mineralização (COAM, 2010).

Neste último, como resultado da acção microbiana sobre os contaminantes, ocorre a formação de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e de formas inorgânicas como N, P e S, entre outros, sendo consumido, ao longo do processo, o carbono presente nos compostos orgânicos do solo (Cole, 1994).

Para que as técnicas de biodegradação sejam bem sucedidas, existem alguns requisitos que deverão ser cumpridos, pois são considerados fundamentais para o seu êxito (Cole, 1994; Collins, 2006; COAM, 2010):

- 1) Devem ser preferencialmente utilizados microrganismos endógenos;

- 2) Os contaminantes devem funcionar, para a população microbiana, como fontes de carbono e dadores de electrões;
- 3) A biodegradação envolve a oxidação dos contaminantes, sendo necessária a existência de elementos oxidantes no solo, que funcionam como receptores de electrões. Estes podem ser o oxigénio, o azoto, o dióxido de carbono ou o carbono orgânico. O oxigénio e o azoto, são normalmente os principais receptores de electrões no solo;
- 4) Devem existir macro e micronutrientes no solo que servirão de base à produção celular, normalmente numa relação de 100:10:1 de carbono, azoto e fósforo;
- 5) As condições do meio não devem ser condicionantes nem inibidoras da microflora endógena, neste sentido a humidade do solo deverá rondar os 50-80%, o pH deverá encontrar-se no intervalo de 5,5-8,5, a temperatura entre os 15-45°C e não deverão existir agentes tóxicos para os microrganismos existentes.

A biodegradação pode ocorrer em condições aeróbias ou anaeróbias. As reacções que ocorrem de forma anaeróbia, podem ser divididas em 1) respiração anaeróbia e 2) fermentação (COAM, 2010).

Na respiração anaeróbia, os nitratos, sulfatos e dióxido de carbono, funcionam no solo como oxidantes, enquanto que, na fermentação os compostos orgânicos funcionam, tanto como redutores como oxidantes.

As diferentes formas de metabolismo existentes na biodegradação encontram-se representadas na Tabela 6.7.

**Tabela 6.7** – Formas de metabolismo existentes na Biodegradação (COAM, 2010).

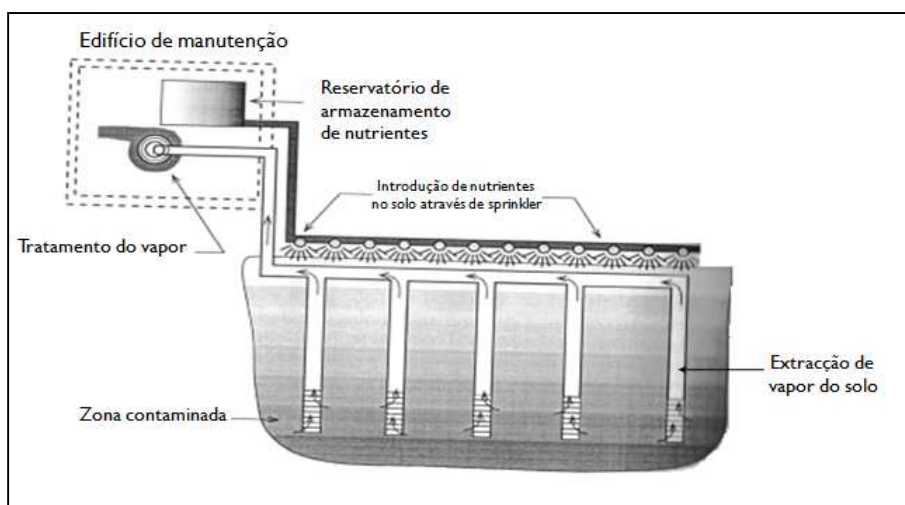
Forma de metabolismo	Redutor	Oxidante	Produtos Finais
Respiração Aeróbia	Compostos Orgânicos (p. ex. benzeno, tolueno, fenol)	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub> e H <sub>2</sub> O
Respiração Anaeróbia	Compostos Orgânicos (p. ex. benzeno, tolueno, fenol, tricloroetileno).	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O e Cl <sup>-</sup>
		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	S <sup>2-</sup> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O e Cl <sup>-</sup>
Fermentação	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Compostos Orgânicos (p. ex. CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> ).

Esta técnica pode ocorrer *in situ* ou *ex situ*. Neste último caso, ela recebe o nome de “*Landfarming*” (Cole, 1994).

Embora a tecnologia de biorremediação *ex situ*, seja considerada mais eficiente, como principais desvantagens possui o facto de ter de existir escavação do solo contaminado, transporte do solo, tratamento desse solo e finalmente, deposição do solo tratado, no local de origem, ou outro. Neste sentido, as técnicas de biorremediação *in situ*, uma vez que não possuem necessidade de efectuar escavação do solo, possuem custos mais baixos e menos perturbações de carácter ambiental.

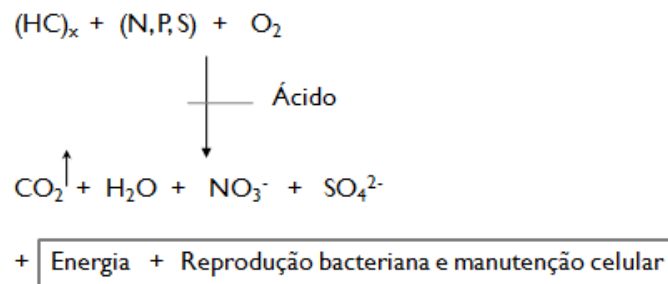
#### 6.4.1.3.2. Bioestimulação

O uso da tecnologia de bioestimulação *in situ*, ocorre normalmente com a combinação da técnica de extracção e vapor do solo, resultando esta combinação no estímulo da população microbiana endógena. Um esquema do funcionamento desta técnica encontra-se representado na Figura 6.19.



**Figura 6.19** – Esquema representativo da Técnica de Bioestimulação (Adaptado de Cole, 1994).

De acordo com Cole (1994), durante o processo de bioestimulação ocorrem as seguintes reacções:



Nesta representação esquemática, 1) as siglas (HC)<sub>x</sub> representam, de forma genérica os contaminantes (em especial compostos de hidrocarbonetos provenientes do petróleo, uma vez que esta técnica é considerada “Específica”, de acordo com a Tabela 6.2, para este tipo de contaminantes); 2) as siglas (N, P, S) representam os nutrientes Azoto (N), Fósforo (P) e Enxofre (S), fundamentais para o crescimento e normal funcionamento da população microbiana.

A degradação dos contaminantes (em especial hidrocarbonetos) ocorre devido à acção de diferentes tipos de bactérias. Provenientes desta degradação formam-se ácidos. O CO<sub>2</sub> resultante do processo é extraído para a superfície, recorrendo à técnica de Extração de Vapor do Solo (como se pode verificar na Figura 6.19).

O controlo do processo de remediação de áreas contaminadas recorrendo à técnica de bioestimulação, pode ser considerado como complexo, face ao número de variáveis envolvidas no processo e que requerem controlo e monitorização (Cole, 1994; Jiménez, 2002):

- 1) Controlo dos Macronutrientes: Os macronutrientes são fundamentais para o suporte do metabolismo bacteriano. A maioria das bactérias envolvidas neste processo necessita de carbono, azoto e fósforo. O rácio óptimo de C:N:P é de 25:1:0,5. O carbono é fornecido às bactérias pelos próprios contaminantes (hidrocarbonetos), sendo o azoto e o fósforo fornecidos por fertilizantes e adubos;
- 2) Controlo de Micronutrientes: Os micronutrientes são requeridos em menores quantidades do que o azoto, o fósforo, o potássio e o enxofre. De entre os micronutrientes requeridos pelas bactérias incluem-se o ferro, o magnésio, o zinco e o cobre. Muitos fertilizantes comerciais incluem já as quantidades de micronutrientes necessárias para a comunidade microbiana, que possam existir em défice em alguns tipos de solos.

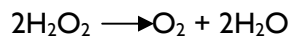
O processo de bioestimulação é acelerado face a um suplemento nutricional adequado à (s) população (ões) microbiana (s) envolvida (s) no processo;

- 3) Controlo do pH: O intervalo óptimo de pH localiza-se entre 6,0 a 8,0, obtendo-se os melhores resultados perto do pH 7,0.

Durante o processo de bioestimulação e, devido à produção de ácidos orgânicos e de CO<sub>2</sub>, ocorre um decréscimo no pH do solo, tornando-se mais ácido. Se estes valores de pH se encontrarem muito abaixo dos 6,0, a actividade microbiana baixa acentuadamente. Neste sentido, o controlo do pH torna-se extremamente importante para este processo, assim como para a técnica *ex situ*, “*Landfarming*”, ocorrendo a necessidade de recorrer a soluções que permitam ajustar o pH a valores próximos dos valores óptimos;

- 4) Controlo de oxigénio: O processo de bioestimulação ocorre maioritariamente de forma aeróbia, sendo a actividade microbiana favorecida em solos bem arejados.

De acordo com Cole (1994) uma das técnicas de fornecimento de O<sub>2</sub> ao solo, é através da introdução de peróxido de hidrogénio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), no solo, que ao decompor-se liberta O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O:



De acordo com o mesmo autor, a introdução de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no solo possui uma desvantagem, que deverá ser controlada, uma vez que ocorre a reacção deste composto, com qualquer espécie que se encontre no solo, na forma reduzida. Como consequência, ocorre a reacção com os detritos das plantas, como o ferro e amónia, o que resulta na degradação do próprio peróxido de hidrogénio.

Como alternativa, pode ocorrer a introdução de água no solo através dos *sprinkler* e consequente injeccção de água nas galerias formada por esta, até á zona contaminada;

- 5) Controlo da temperatura: Esta variável, na *versão in situ* na técnica de bioestimualção, é considerada uma vantagem, face à mesma técnica *ex situ*, denominada como já foi referido de “*Landfarming*”, uma vez que a temperatura do solo em profundidade se mantém aproximadamente constante, com valores próximos da temperatura média anual da região.

A temperatura pode ser controlada através da adição de nutrientes que controlem a actividade microbiana, o que por sua vez, resulta num controlo da temperatura.

A injeccção de ar fresco é uma alternativa à introdução de nutrientes no solo, no entanto esta alternativa incrementa mais custos ao processo;



- 6) Controlo das espécies microbianas: A mistura das espécies de bactérias envolvidas neste processo inclui, por ordem de abundância no solo, *Pseudomonas*, *Arthobacter*, *Alcaligrnes*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Micrococcus*, *Nocardia* e *Mycobacterium*. Esta mistura de bactérias pode ser adquirida de forma comercial e depende fundamentalmente do contaminante a tratar;
- 7) Controlo da humidade: A humidade do solo é uma variável considerada crucial para o processo de biorremediação *in situ*. Os valores da humidade no solo, considerados ideais rondam os 50%.

De uma forma geral, a humidade do solo deve manter-se com valores entre os 30 a 80%. Em solos não saturados o O<sub>2</sub> existente rapidamente se perde, tornando-se o meio, anaeróbio. Neste sentido, a água de rega e o processo de escoamento (*runoff*) superficial deverão ser controlados, através da construção de diques ou valas.

No processo *ex situ* homólogo (*Landfarming*), normalmente recorre-se à cobertura das pilhas com plástico preto, que para além de controlar o escoamento, funciona como fonte de calor, promovendo o aumento da temperatura.

#### 6.4.1.3.3. Biorremediação Passiva

Uma grande mudança ocorreu nos últimos anos, com o reconhecimento comprovado de que processos de Biorremediação Passiva podem contribuir, de forma significativa, para o controlo e redução de áreas contaminadas em solos e águas subterrâneas. Com diversas denominações: Biorremediação Intrínseca, Atenuação Natural e Bioatenuação, esta tecnologia de remediação constitui-se como uma alternativa passiva à reabilitação, que consiste no processo natural de degradação aeróbia e anaeróbia de contaminantes orgânicos, que surgem no solo e nas águas subterrâneas, resultando na redução efectiva da quantidade de contaminantes (Nobre & Nobre, 2003).

Esta tecnologia refere-se ao conjunto de processos naturais que actuam na remediação de locais contaminados (USEPA, 1998). Representa um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos que reduzem a toxicidade, mobilidade, volume ou concentração de contaminantes no solo e na água subterrânea sem a interacção humana. Dentro de condições favoráveis, a Biorremediação Passiva pode contribuir significativamente na remediação de contaminação por hidrocarbonetos, podendo ser uma técnica auxiliar e de baixo custo em relação a técnicas convencionais de remediação (USEPA, 1998; Souza dos Santos *et al.* 2009).

Uma vez determinada a viabilidade do uso desta técnica, deve existir um cauteloso controlo e monitorização do processo.

Um dos factores mais importantes na Biorremediação Passiva é a biodegradação, processo que consiste na mudança da forma dos compostos contaminantes pela acção dos microrganismos. Sob condições adequadas, os microrganismos ajudam ou são responsáveis por reacções químicas que resultam em compostos que apresentam baixo ou nenhum risco para os seres vivos. Este processo é especificamente importante para a degradação de derivados de petróleo, que podem ser degradados por organismos encontrados em quase todos os ambientes (USEPA, 1998; Moreira & Dourado, 2007; Souza dos Santos *et al.* 2009).

Contudo, este processo natural pode ser limitado pela falta de nutriente, receptores de electrões, ou ambos. Desta forma, em muitos locais, o processo de Biorremediação Passiva fica limitado às zonas periféricas da pluma contaminante, pois a presença de contaminante em elevadas concentrações torna o ambiente extremamente hostil à proliferação de microrganismos (Moreira & Dourado, 2007; Souza dos Santos *et al.* 2009).

Esta hipótese de tratamento nem sempre é permitida, por exemplo nos Estados Unidos da América a legislação em vigor não permite a aplicação desta técnica, uma vez que se apresenta como um processo algo controverso, sendo considerada, por alguns autores, como a solução “de nada fazer”.

Esta técnica para além de necessitar de uma monitorização constante possui uma velocidade de tratamento lenta, podendo não se atingir os valores pretendidos no tempo estimado para a degradação (Nobre & Nobre, 2003).

#### **6.4.1.3.4. Bioarejamento**

O bioarejamento de solos (também designado de bioventilação do anglo saxónico *bioventing*) tem vindo a ser uma das tecnologias mais utilizadas para a recuperação de solos contaminados com petróleo e seus derivados.

Este processo é uma variante da técnica de extracção de vapor do solo. No bioarejamento o ar é injectado (ou extraído sob um ligeiro vácuo) no solo de forma a promover a circulação necessária à biodegradação dos compostos orgânicos, devida à acção microbiana, endógena ou introduzida através da técnica de bioestimulação. Desta forma, são minimizadas as emissões de compostos voláteis e os custos de tratamento do ar contaminado associado aos sistemas de extracção de vapores do solo (Reis, *et al.* 2003; Reginatto, 2012).

A disponibilidade de oxigénio determina o tipo de metabolismo que irá ocorrer no solo. O metabolismo aeróbio é mais vantajoso, pois resulta na mineralização da matéria orgânica e na

produção de uma maior quantidade de energia. No entanto, considerando a baixa disponibilidade de oxigénio no solo, o recurso a metabolismos anaeróbios, poderá ser o mais vantajoso, no entanto esta última possibilidade, possui como principal desvantagem a utilização de microrganismos anaeróbio e facultativos, que para além de possuírem um metabolismo mais lento, origina, de uma forma geral, compostos nocivos como o gás sulfídrico e nitritos (Reginatto, 2012).

As principais vantagens associadas à utilização da técnica de bioarejamento são (Reginatto, 2012):

- Utilização de equipamentos de fácil instalação;
- Criação de perturbações mínimas no local onde é utilizada;
- Possibilidade de ser utilizada em conjunto com outras tecnologias;
- Resultados obtidos num curto espaço de tempo (entre 6 meses a 1 ano, em condições óptimas).

O dimensionamento de um processo de bioarejamento normalmente requer a amostragem e análise dos vapores dos compostos voláteis presentes no solo, ensaios *in situ* de respiração e ensaios de permeabilidade do solo. Taxas de consumo de oxigénio superiores a 1%/dia são indicativas da aplicabilidade do bioarejamento num local. De igual modo, um valor de permeabilidade superior a  $10^{-9}$  cm<sup>2</sup> é outro bom indicador para a aplicabilidade deste processo (Reis, *et al.* 2003).

De acordo com a USEPA (1994), as características do solo a remediar e as características do contaminante a tratar, são determinantes na adopção desta técnica, face a outras e deverão ser analisados antes da sua aplicação.

Na Tabela 6.8 apresentam-se as características que deverão ser analisadas no solo e dos contaminantes a tratar.

**Tabela 6.8** – Parâmetros a avaliar antes da aplicação do bioarejamento (USEPA, 1994; Reginatto, 2012).

Características do solo	Características do contaminante
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permeabilidade</li> <li>- Estrutura do solo e estratificação</li> <li>- Presença de microrganismos</li> <li>- pH</li> <li>- Humidade</li> <li>- Temperatura</li> <li>- Nutrientes</li> <li>- Profundidade a que se localizam as águas subterrâneas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Estrutura química</li> <li>- Concentração e toxicidade</li> <li>- Pressão de vapor</li> <li>- Composição do produto e ponto de ebulição</li> <li>- Constante de Henry</li> </ul>

#### 6.4.1.3.5. Fitorremediação

A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas para degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes do solo e da água. Esta técnica possui vantagens que deverão ser tidas em consideração: 1) grandes áreas podem ser tratadas de diversas maneiras, 2) baixo custo de investimento e de operação, 3) possibilidade de remediar água contaminada, o solo e o subsolo e 4) redução do impacte visual (GWRAC, 1997; Dinandi et al. 2003; Collins, 2006; Vasconcellos et al. 2012).

No entanto, a efectividade desta técnica encontra-se limitada pela capacidade da planta adsorver os metais da superfície das partículas do solo e da solubilidade desses metais.

Outras limitações da fitorremediação estão relacionadas com o clima, o tipo de solo, a estação do ano, a concentração e profundidade a que se encontram os contaminantes e da interferência do contaminante no crescimento da planta, que muitas vezes leva a um crescimento lento, aumentando o tempo necessário para o processo de descontaminação (Vasconcellos et al. 2012). Neste sentido, quando se pretendem implementar programas de fitorremediação, alguns aspectos devem ser tidos em consideração, tais como 1) características físicas e químicas dos solos e dos contaminantes a tratar e 2) a sua área de distribuição (Anselmo & Jones, 2005). Qualquer factor que possa interferir negativamente no desempenho das plantas deve ser controlado ou minimizado, de forma a favorecer a sua acção descontaminante (Anselmo & Jones, 2005; Ghosh & Singh, 2005).

As plantas que apresentem potencial para fitorremediação devem possuir algumas características, que devem ser utilizadas como indicativos de selecção. Essas características encontram-se descritas na Tabela 6.9.

**Tabela 6.9** – Características das plantas a utilizar na fitorremediação (Monteiro de Oliveira et al. 2006)

Características das plantas a utilizar na fitorremediação	
Elevada taxa de crescimento e produção de biomassa	Fácil aquisição e multiplicação
Capacidade de absorção, concentração e/ou mobilização e tolerância ao contaminante	Capacidade de desenvolvimento em ambientes diversificados
Capacidade de retenção dos contaminantes nas raízes	Ocorrência natural em áreas poluídas (este factor é importante na identificação das espécies, no entanto não deverá ser encarado como um pré-requisito)
Sistema radicular profundo e denso	Controlo e erradicação fácil
Elevada taxa de exudação radicular	Resistência a pragas e doenças
Fácil colheita, quando for necessária a remoção da planta da área contaminada	Capacidade de transpiração elevada, especialmente em árvores e plantas perenes

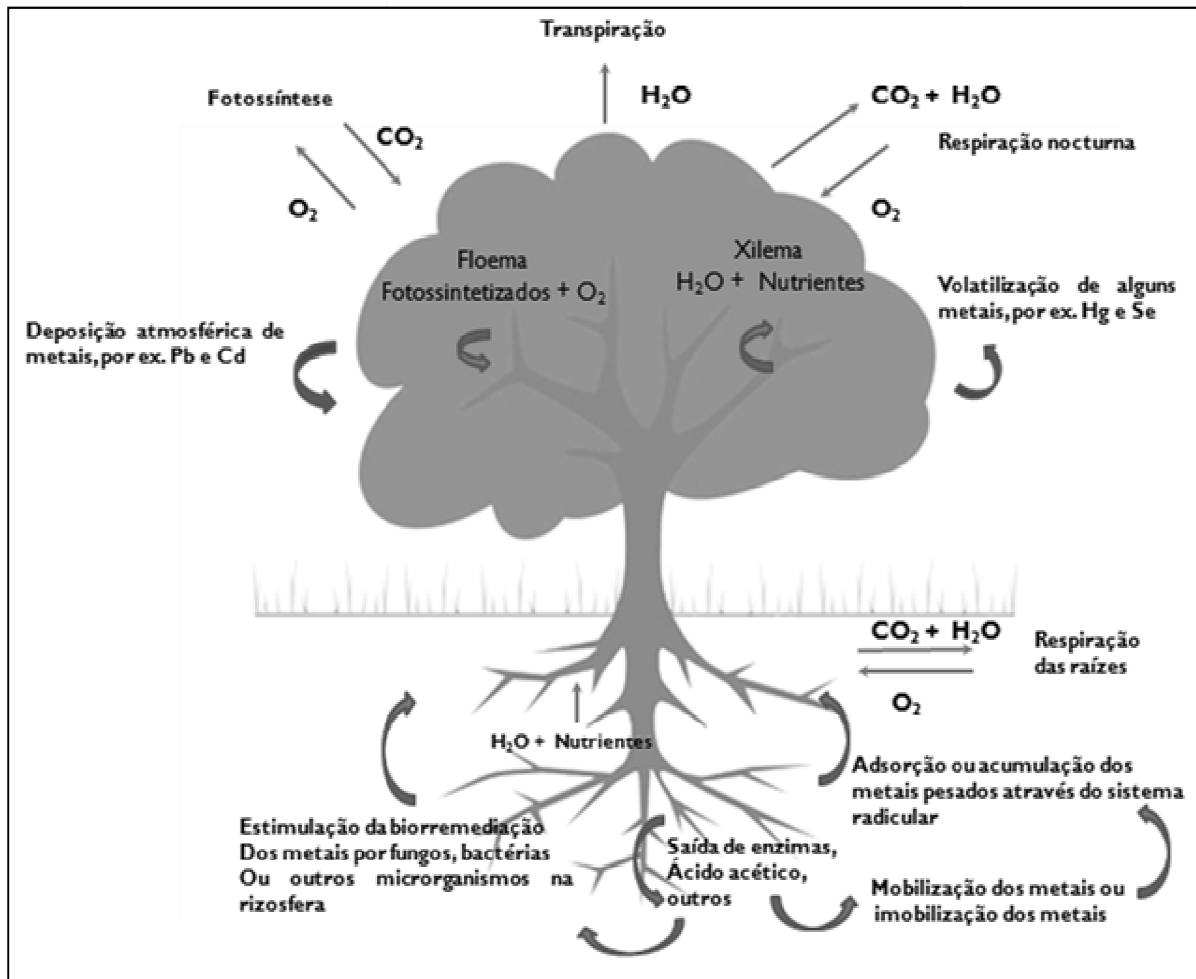
Torna-se difícil reunir todas estas características numa só planta, no entanto as escolhidas deverão ser aquelas que reúnem o maior número destas características (Anselmo & Jones, 2005).

Várias espécies podem também ser utilizadas num mesmo lugar, ao mesmo tempo, ou subsequentemente, de forma a remover mais do que um contaminante (Monteiro de Oliveira et al. 2006).

A fitorremediação pode ser classificada pelas técnicas ou processos a serem utilizados, pelos mecanismos envolvidos em cada tipo de remediação e pelas características e propriedades do poluente (ou poluentes) que se pretende (m) tratar.

As plantas podem remediar os solos contaminados, através dos seguintes mecanismos: 1) Fitoextracção, 2) Rizofiltracção, 3) Fitoestabilização, 4) Fitoestimulação, 5) Fitovolatilização, 6) Fitodegradação, 7) Barreiras hidráulicas e 8) Leitões de Macrófitas. (Ghosh & Singh, 2005; USEPA, 2006).

Na Figura 6.20 encontram-se representados os mecanismos da fitorremediação.



**Figura 6.20** – Mecanismos da fitorremediação (Adaptado de Anselmo & Jones, 2005; Monteiro de Oliveira *et al.* 2006).

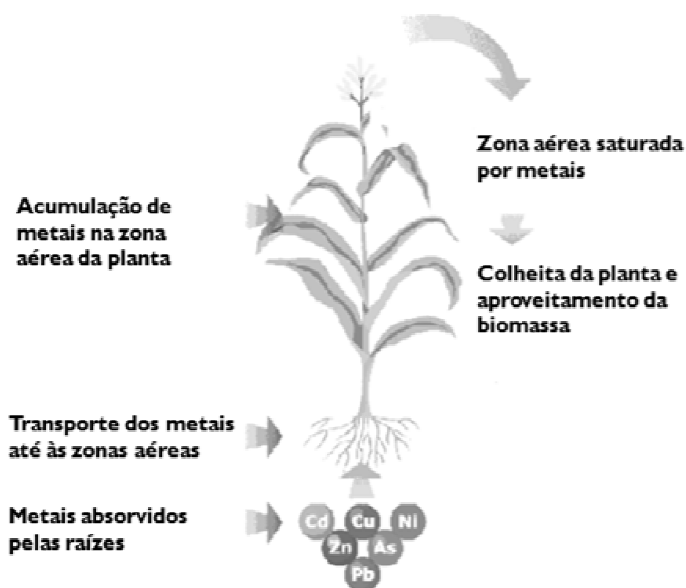
### 1) Fitoextracção

Esta técnica consiste na extracção e captura (imobilização) de contaminantes inorgânicos de um solo, nas raízes e na parte aérea da planta. Os contaminantes (essencialmente inorgânicos: metais pesados) são removidos por adsorção e/ou absorção nas raízes e penetram no interior das mesmas, sendo subsequentemente translocados no sistema vascular aéreo onde ficam acumulados, ou imobilizados, sem serem destruídos (Lasat, 2000; Monteiro de Oliveira *et al.*, 2006; USEPA, 2006).

Esta tecnologia é aplicada principalmente para o tratamento de metais como cádmio, níquel, cobre, zinco e chumbo, de compostos inorgânicos como o selénio (Anselmo & Jones, 2005)

podendo, de acordo com alguns autores, constituir uma metodologia promissora para o tratamento de solos contaminados por mercúrio (Ghosh & Singh, 2005; Monteiro de Oliveira et al., 2006; USEPA, 2006).

Na Figura 6.21 encontram-se representados os processos envolvidos no mecanismo de fitoextração.



**Figura 6.21** – Esquema representativo dos processos envolvidos na fitoextração de solos contaminados por metais pesados (Adaptado de Monteiro de Oliveira et al. 2006).

Nesta técnica, são utilizadas plantas que se denominam de hiperacumuladoras, que possuem a capacidade de armazenar elevadas concentrações de metais específicos, cerca de 0,1% a 1%, do seu peso seco, dependendo do metal (Lasat, 2000; Anselmo & Jones, 2005; USEPA, 2006).

Nos programas aos quais se recorre a remediação de solos com base em fitorremediação, a fitoextração tem sido a técnica mais utilizada, devido, principalmente à elevada eficiência que apresenta e aos baixos custos de implementação, quando comparada com outras técnicas. No entanto, tal como as restantes técnicas, a fitoextração só se torna eficiente, se o contaminante for removido do solo.

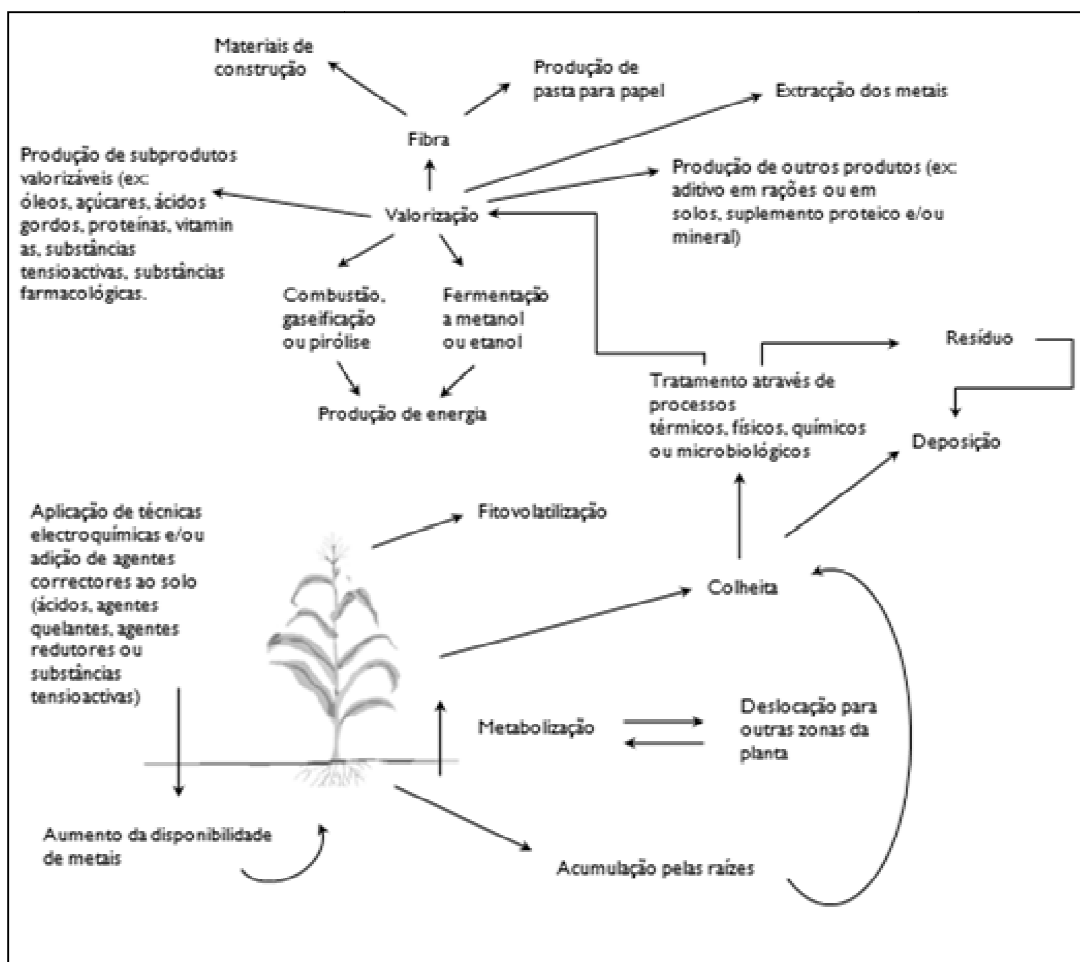
De uma forma geral é necessário colher as plantas antes da sua queda ou decomposição, de forma a evitar que os contaminantes se dispersem ou retomem ao solo.

Depois de efectuada a recolha, a biomassa deverá ser encaminhada para tratamento, que pode ser realizado de diversas formas, recorrendo a processos térmicos físicos, químicos ou biológicos, onde poderá ocorrer a extração dos metais absorvidos.

Se em vez de se optar pelo tratamento desta biomassa, se optar pela sua queima, a energia produzida, resulta numa valorização económica deste processo.

Em algumas situações, a remoção dos metais, pode ocorrer na planta de forma espontânea, por processos de volatilização.

Na Figura 6.22, encontram-se esquematizadas as diferentes etapas envolvidas no processo de fitoextração, sendo apresentado na Figura 6.21 um pormenor do processo de absorção dos contaminantes pela planta e da translocação no sistema vascular da planta.



**Figura 6.22** – Processos envolvidos na fitoextração (Adaptado de Monteiro de Oliveira *et al.* 2006).



## 2) Rizofiltração

É uma técnica que utiliza plantas terrestres para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radioactivos, através do seu sistema radicular (Dinardi *et al.* 2003; Vasconcellos *et al.* 2012).

Plantas com grande biomassa radicular (hiperacumuladoras aquáticas) são as mais eficientes. De entre estas, podem citar-se a *Helianthus annuus* e a *Brassica juncea* (Dinardi *et al.* 2003).

## 3) Fitoestabilização

O princípio adoptado é o mesmo que na rizodegradação, embora o objectivo seja essencialmente a utilização de plantas para estabilizar os poluentes do solo, orgânicos e inorgânicos, convertendo-os em formas menos móveis, sem que haja a sua remoção do solo

Através desta técnica ocorre a redução da biodisponibilidade local dos contaminantes, bem como do potencial risco para o ecossistema e saúde pública.

A fitoestabilização utiliza-se frequentemente para estabelecer (ou restabelecer) um coberto vegetal, numa zona contaminada e desta forma evitar a erosão e desertificação do solo, visto que permite reduzir os efeitos da lixiviação horizontal e vertical dos contaminantes para a zona envolvente, permitindo o desenvolvimento de vegetação que fixa e estabiliza o solo (Lasat, 2000; Dinardi *et al.* 2003; Vasconcellos *et al.* 2012).

## 4) Fitoestimulação

Nesta técnica, as raízes em crescimento (extremidades e ramificações laterais) promovem a proliferação de microrganismos degradantes na rizosfera, que utilizam os metabolitos exudados pela planta como fonte de carbono e energia. A aplicação da fitoestimulação limita-se a ser utilizada na descontaminação de solos contaminados com contaminantes orgânicos. A comunidade microbiana na rizosfera é heterogénea devido à distribuição espacial variável dos nutrientes nesta zona (Lasat, 2000; Dinardi *et al.* 2003).

## 5) Fitovolatilização

Esta técnica consiste na absorção pelas raízes de um dado contaminante, sendo este transformado em formas não tóxicas e libertado para a atmosfera. Este mecanismo é utilizado em compostos orgânicos e inorgânicos (Dinardi *et al.* 2003).

## 6) Fitodegradação

Nesta técnica os contaminantes orgânicos são degradados ou mineralizados através da acção enzimática, no interior das células vegetais (GWRAC, 2002; Dinardi *et al.* 2003).

## 7) Barreiras Hidráulicas

Algumas árvores de grande porte, particularmente aquelas com raízes profundas (por exemplo a *Populus sp.*) removem grandes quantidades de água do subsolo ou de aquíferos subterrâneos, sendo esta posteriormente evaporada através das folhas. Os contaminantes presentes na água são metabolizados pelas enzimas vegetais, vaporizados junto com a água ou simplesmente retidos nos tecidos vegetais (GWRAC, 2002; Dinardi *et al.* 2003).

## 8) Leitões de Macrófitas

Resultam de ecossistemas formados por solos orgânicos, microrganismos, algas e plantas aquáticas vasculares que trabalham conjuntamente no tratamento dos efluentes, através das acções combinadas de filtração, troca iónica, adsorção e precipitação (GWRAC, 2002; Dinardi *et al.* 2003).

### 6.4.2. Metodologias de descontaminação de solos *ex situ*

A utilização de técnicas *ex situ* implica a necessidade de escavação do solo. Neste sentido, para além dos custos associados ao próprio tratamento há a necessidade de considerar também os custos associados, não apenas à escavação, mas também ao transporte dos solos para o local de tratamento.

A principal limitação da utilização deste tipo de técnica, encontra-se relacionada com a dimensão e extensão da área contaminada, sendo, segundo alguns autores, apenas utilizadas quando se trata de contaminações confinadas a pequenas áreas (Cole, 1994; USEPA, 1994).

#### 6.4.2.1. Técnicas Físicas e Químicas

A escavação é uma técnica rápida para o tratamento e limpeza do solo. É geralmente utilizada para descontaminação de solos fortemente poluídos, num curto espaço de tempo e representa a técnica de remediação mais comum (Cole, 1994; Sparks, 1995; Coutinho & Barbosa, 2007).

A escavação apresenta como limitações o facto de se tornar dispendiosa em grandes áreas afectadas, ou quando os poluentes se encontram presentes no solo, em profundidade e não apenas em zonas superficiais (Collins, 2006)

Após a extracção dos solos, os mesmos deverão ser depositados em aterros de resíduos industriais.

#### **6.4.2.2.1. Incorporação em Betume**

Esta técnica prevê a incorporação de solos contaminados ao betume utilizado na pavimentação de estradas, desde que as características do solo sejam compatíveis com as características técnicas do betume e que os contaminantes presentes no solo se encontrem estabilizados.

Neste sentido, a quantidade de solos contaminados a incorporar ao betume, deverá ser controlada, não devendo ultrapassar os 5% da mistura (Cole, 1994).

Durante o procedimento de incorporação do solo ao betume, esta técnica deverá ser complementada com técnicas de volatilização e incineração (ou pirólise) de forma a 1) eliminar os contaminantes mais leves e 2) imobilizar os contaminantes mais pesados.

Esta técnica possui como principais limitações:

- 1) O tipo de contaminantes presentes no solo, uma vez que alguns tipos de contaminantes voláteis, como por exemplo a gasolina e alguns tipos de metais pesados (como p. ex. o mercúrio, o arsénio e o cobre) não poderão ser incorporados ao betume, dadas as suas características de perigosidade;
- 2) Algumas propriedades do solos tais como: a) a quantidade de matéria orgânica, uma vez que elevados teores de matéria orgânica no solo reduzem a eficiência do processo e acrescentam custos de tratamento; b) o tamanho das partículas do solo, uma vez que partículas de grande tamanho influenciam o processo de volatilização e c) a percentagem de humidade (Cole, 1994).

Após a incorporação do solo ao betume, os contaminantes encontram-se imobilizados, podendo esta mistura ser utilizada no asfalto e pavimento de estradas (Sparks, 1995), desde que o processo seja devidamente autorizado pelas Entidades Competentes (Cole, 1994).

#### 6.4.2.2.2. Incineração

Este método é um dos mais efectivos no tratamento de solos e sedimentos contaminados com compostos orgânicos halogenados, compostos orgânicos não halogenados, pesticidas, PCB's e dioxinas/furanos, existindo várias unidades a operar à escala industrial. Comercialmente existem dois tipos principais de metodologias: as recuperativas e as regenerativas, de acordo com o tipo de recuperação de energia adoptada. Este processo consiste na combustão dos contaminantes orgânicos a temperatura elevada e na presença de oxigénio suficiente para converter os contaminantes em dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e água (H<sub>2</sub>O), promovendo assim a sua destruição (Cole, 1994; Castelo-Grande *et al.* 2007),

No projecto das incineradoras é necessário ter em consideração 1) a temperatura, 2) a turbulência e 3) o tempo de residência (Castelo-Grande *et al.* 2007),

A temperatura depende do tipo de contaminantes a tratar, a turbulência influencia o grau de oxigenação da mistura e o tempo de residência deverá ser suficiente para permitir a combustão completa.

Um dos principais problemas desta técnica é que, metais como o arsénio, o mercúrio e o cádmio, não são destruídos pela combustão (por exemplo o arsénio e o cádmio), serão volatilizados e libertados nos gases de combustão, dando origem a novos problemas ambientais (Castelo-Grande *et al.* 2007), devendo para o efeito existir rigorosos planos de monitorização para a libertação dos gases atmosféricos.

#### 6.4.2.3. Biológicas

##### 6.4.2.3.1. Agrorremediação (*Landfarming*)

A agrorremediação é talvez a mais antiga de todas as tecnologias de biorremediação, tendo sido utilizada no fim do século XIX para o tratamento de lamas provenientes da indústria petrolífera (Reis *et al.* 2003).

Esta técnica de remediação *ex situ*, pode ser também denominada por Biodegradação Superficial ou Tratamento por Biopilhas (Cole, 1994).

O seu processo homólogo, nas tecnologias utilizadas *in situ* é, como já foi referido, a Biorremediação, sendo na generalidade os processos de tratamento semelhantes aos que ocorrem na Biorremediação; a utilização desta técnica possui a especificidade dos solos serem escavados e tratados noutra local (Cole, 1994).

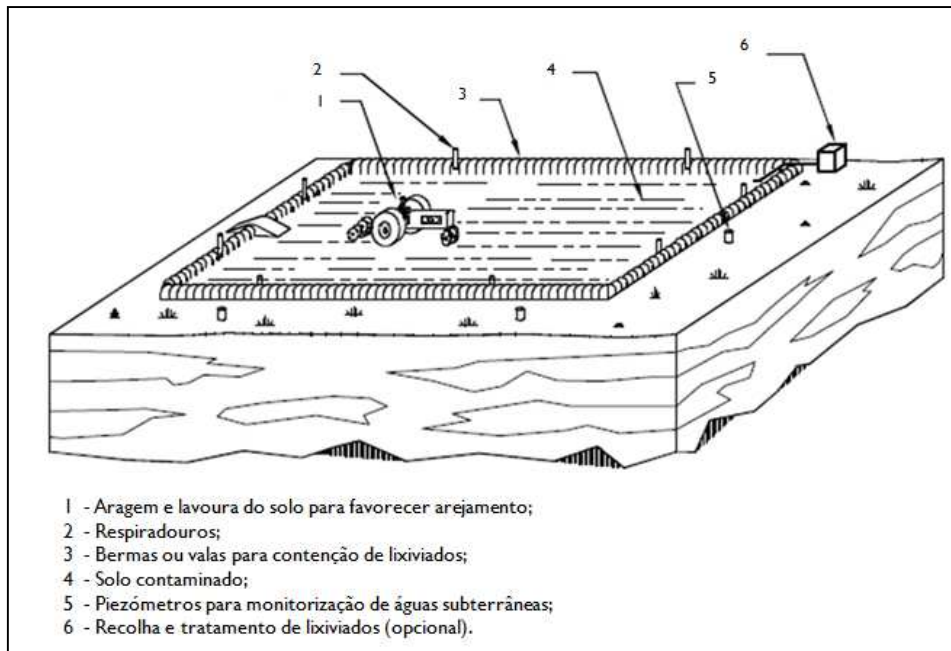
Uma vez no local de tratamento os solos são espalhados em amplas áreas de terreno, onde será promovida a degradação natural dos contaminantes devida à acção dos microrganismos heterotróficos, aeróbios ou anaeróbios, existentes na camada superficial do solo. Durante o processo de degradação, ocorrem reacções de oxidação, resultando na formação de substâncias inertes, como substâncias orgânicas estabilizadas, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ) (Cole, 1994; Jacques, *et al.* 2007).

A estimulação da população microbiana ocorre através do arejamento periódico dos solos contaminados através do seu revolvimento, normalmente através de equipamento agrícola (Reis, *et al.* 2003). Este procedimento visa promover a oxigenação e homogeneização das diferentes camadas de solo e da concentração de contaminantes presentes nesse solo. Sempre que necessário, poderão ser adicionados aos solos a tratar, correctivos, fertilizantes e água, através de processos de irrigação (Collins, 2006; Jacques *et al.* 2007).

A espessura máxima das camadas de solo que pode ser tratado por esta técnica é de cerca de 50-70 cm, de forma a garantir uma adequada permeabilidade do solo para a circulação de ar e drenagem de água, podendo ser necessária a incorporação, em solos muito argilosos, de palha, serradura ou areia (Reis *et al.* 2003).

A técnica de agrorremediação pode também ser estimulada, através da adição de microrganismos de reconhecida capacidade de degradação, assim como pela adição de surfactantes, que por serem compostos capazes de alterar as propriedades superficiais entre dois líquidos, ou entre um líquido e um sólido, permitam aumentar a biodisponibilidade dos contaminantes existentes no solo, acelerando o processo de remediação e reduzindo o tempo de tratamento de um dado local, em comparação com o tempo necessário para a recuperação do contaminante, com uso apenas de água (Collins, 2006; Jacques *et al.* 2007).

Um esquema simplificado da técnica de agrorremediação apresenta-se na Figura 6.23.

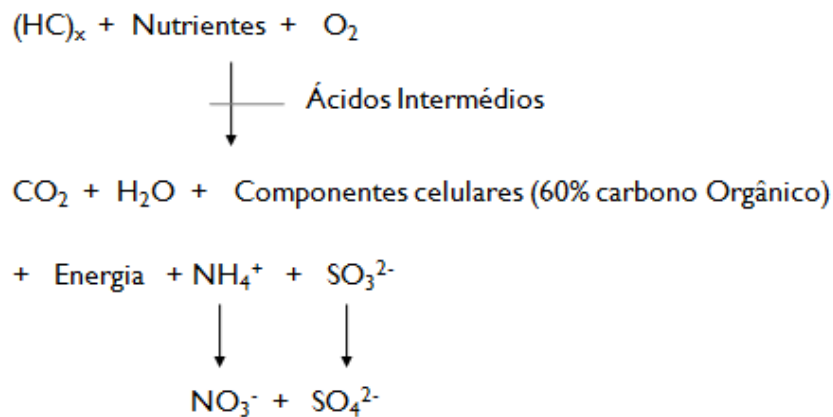


**Figura 6.23** – Esquema representativo da técnica de agrorremediação (Adaptado USEPA, 1994).

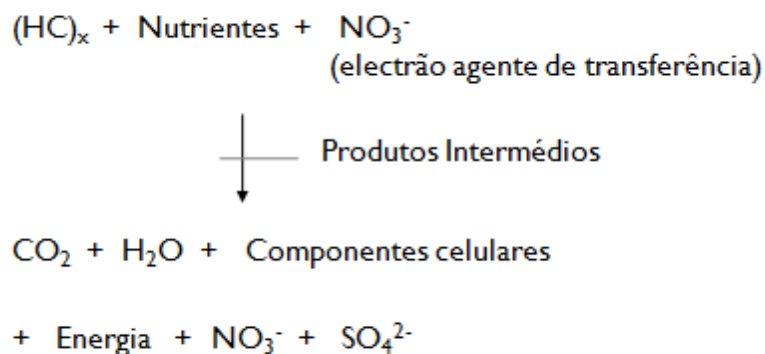
De uma forma geral, a oxidação microbiana é acompanhada, dependendo do tipo de contaminantes, de volatilização. Este processo ocorre tipicamente em solos contaminados com hidrocarbonetos (p. ex. gasolina), que acabam por volatilizar-se durante a fase de espalhamento (Cole, 1994).

As reacções químicas que ocorrem durante o processo de agrorremediação são as mesmas que ocorrem no processo de biorremediação. Desta forma, devido à acção microbiana, ocorre a oxidação dos contaminantes, formando-se  $\text{CO}_2$ , componentes celulares, energia e  $\text{H}_2\text{O}$ .

A oxidação aeróbia de hidrocarbonetos, origina, de forma inevitável, componentes de azoto e enxofre, de acordo com as seguintes reacções (Cole, 1994):



A oxidação anaeróbia de hidrocarbonetos resulta da oxidação através de um agente, que não seja o oxigénio. Este processo pode ser representado da seguinte forma (Cole, 1994):



A técnica de agrorremediação possui como especificações (Cole, 1994; USEPSA, 1994):

- 1) Necessidade de contenção de águas de escorrência (*runoff* superficial), sendo para o efeito construídos diques ou valas;
- 2) Necessidade de protecção do solo e águas subterrâneas, através da impermeabilização dos locais onde será espalhado o solo contaminado;
- 3) Aos solos que possuam uma quantidade deficiente de microrganismos, devem ser adicionadas preparações comerciais de bactérias, existentes para o efeito;
- 4) O pH do solo deverá ser ajustado para valores próximos de 7, uma vez que um pH muito ácido, ou muito básico, inibe a acção microbiana;
- 5) A técnica de *landfarming* produz consideráveis quantidades de calor, pelo que a temperatura poderá ser uma condicionante, quando se pretenda utilizar esta técnica em locais de baixas temperaturas, sendo necessário nestas condições, que exista como suplemento, uma fonte de calor;

- 6) Necessidade de autorização para a sua aplicabilidade por parte das Entidades Ambientais competentes.

De forma a evitar contaminações, a área onde ocorre o processo de tratamento deve ser impermeabilizada, podendo colocar-se para o efeito, uma camada de argila compacta a uma profundidade de 0,6 a 1,0 metros abaixo da superfície, da mesma forma que deve ser contido o escoamento superficial (Jacques *et al.* 2007).

A técnica de agrorremediação apresenta, no geral, as principais vantagens e desvantagens (Tabela 6.10).

**Tabela 6.10** – Principais vantagens e desvantagens da técnica *Landfarming* (USEPA, 1994).

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fácil implementação e exploração;</li> <li>- Períodos curtos de tratamento: Normalmente entre 6 meses a 2 anos, em condições óptimas;</li> <li>- Custos competitivos,</li> <li>- Efectiva para a degradação de compostos orgânicos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Obter uma eficiência de redução de contaminantes, superior a 95% e tratar concentrações e contaminantes, inferior a 0,1ppm, são aspectos difíceis de tratar;</li> <li>- Não é uma técnica eficiente para concentrações elevadas e contaminantes (p. ex. para concentrações superiores a 50.000 ppm de hidrocarbonetos);</li> <li>- A presença significativa de metais pesados (concentração superior a 2.500 ppm) é inibidora do crescimento microbiano;</li> <li>- Ocorrência de volatilização de componentes degradados durante o processo de tratamento;</li> <li>- Necessidade de utilização de grandes áreas durante o tratamento;</li> <li>- Libertação de poeiras e vapores durante o processo de tratamento, que podem influenciar os parâmetros referentes à qualidade do ar;</li> <li>- Necessidade de impermeabilização do terreno para evitar contaminações;</li> </ul>



- Necessidade de utilização de barreiras ou valas para contenção de águas lixiviantes.

A agrorremediação tem sido intensamente aplicada em locais contaminados com resíduos provenientes da refinação de petróleo e do tratamento de madeira (PHAs e pentaclorofenol). Teores muito elevados em poluentes (> 5-10% de produtos de petróleo, 0,5-1% de PHAs, ou 0,1% de pentaclorofenol) podem ser tóxicos para os microrganismos, pelo que é prática comum a incorporação de solos limpos de modo a reduzir as concentrações dos poluentes. Reduções relativamente rápidas nos teores de vários poluentes têm sido conseguidas com a agrorremediação: uma redução em creosote de 6200 para 800 mg/kg (87%) em 30 dias; 73% de redução em BTEX e 86% em PAHs em 120 dias; 95% de redução em pentaclorofenol e 50-75% em PAHs em 150 dias (Reis *et al.* 2003).

#### 6.4.2.3.2. Compostagem

Nas técnicas de Compostagem os solos são amontoados em pilhas, permitindo a produção e acumulação de calor dentro da pilha. Para garantir a produção de calor é necessária a incorporação de matéria orgânica adicional, tal como estrume, ou lamas de tratamento de águas residuais, uma vez que, os solos contaminados, por si só, não dispõem de uma fonte significativa de carbono (Reis *et al.* 2003).

As lamas, assim como culturas de microrganismos especificamente isolados em laboratório, podem também servir como inoculo, de forma a reduzir o tempo de aclimatização dos microrganismos.

A compostagem por ser um processo biológico, é afectada por qualquer factor que possa influenciar a actividade dos microrganismos envolvidos.

Dos factores que afectam a compostagem destacam-se a temperatura, a taxa de oxigenação, o teor de humidade, o pH, a relação carbono-azoto (relação C/N) e o tamanho das partículas. É de salientar a necessária monitorização contínua de todos estes factores para o que o processo decorra em boas condições e no tempo previsto (Martinho & Gonçalves, 2000).

A duração do processo de compostagem depende da composição do solo a tratar e das características climáticas do local onde o processo é implementado. Normalmente o processo de compostagem é caracterizado por uma sucessão de gamas de temperatura e pela evolução das características bioquímicas da mistura a compostar. Na técnica de compostagem, de uma

forma geral, a temperatura do material começa a aumentar gradualmente, uma vez criadas as condições apropriadas. Desta forma, a temperatura sobe, quase exponencialmente até cerca dos 65-70°C. Dependendo do método utilizado, o período em que as temperaturas se mantêm elevadas tem uma duração entre uma a três semanas, começando depois a diminuir gradualmente, até ser atingida novamente a temperatura ambiente (Martinho & Gonçalves, 2000).

O processo de compostagem é geralmente dividido em diferentes fases: 1) considera-se fase mesófila quando a temperatura varia entre os 30-38°C; 2) considera-se fase termófila quando a temperatura ronda os 55-60°C (Martinho & Gonçalves, 2000; Reis *et al.* 2003).

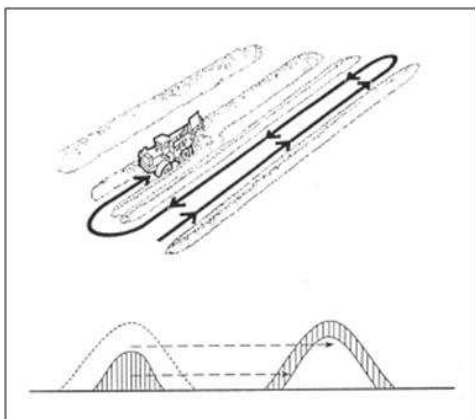
Na fase mesófila dá-se a decomposição dos compostos mais facilmente degradáveis, por microrganismos (bactérias e fungos) mesófilos, sendo a energia resultante libertada sob a forma de calor que fica parcialmente retida na massa em compostagem, devido às características térmicas do material.

À medida que a temperatura sobe, assiste-se à colonização do material em transformação por uma sucessão de populações, seleccionadas naturalmente. Essa selecção efectua-se em função dos substratos que vão ficando disponíveis mas, fundamentalmente, em função da temperatura progressivamente crescente (Martinho & Gonçalves, 2000).

A fase termófila surge quando a temperatura ultrapassa os 50°C, sendo a mistura colonizada por bactérias termófilas. É durante esta fase que grande parte dos contaminantes orgânicos, são degradados.

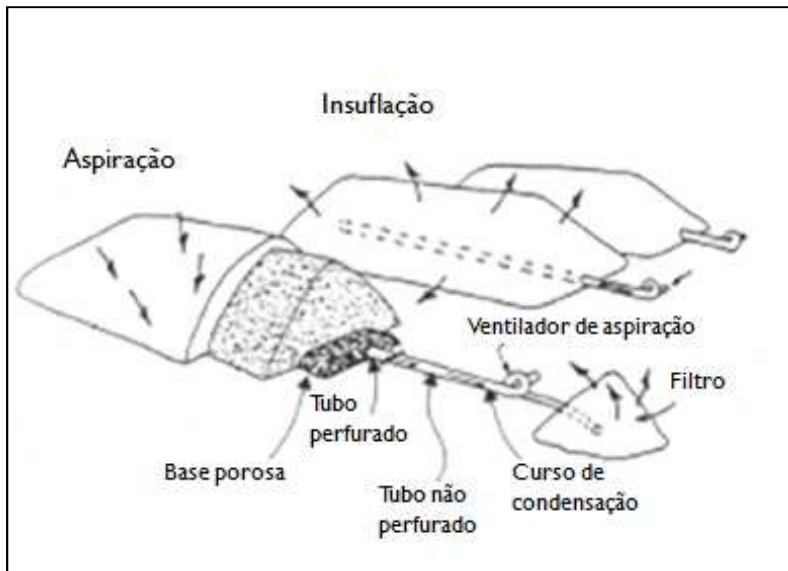
A fase termófila tem-se demonstrado igualmente eficiente no tratamento de solos contendo resíduos provenientes de produção de explosivos (Reis *et al.* 2003).

O método de compostagem mais económico consiste na disposição dos solos em pilhas comprimidas, com uma largura de 3-4 metros e uma altura até 1,5 metros. O revolvimento frequente das pilhas (de uma vez por dia a uma vez por mês), para além de manter estáveis os níveis de oxigénio, permite controlar a temperatura (Figura 6.24) (Reis *et al.* 2003).



**Figura 6.24** – Compostagem em pilhas (arejamento por revolvimento) (Martinho & Gonçalves, 2000).

Uma vertente da técnica de compostagem utiliza pilhas estáticas, nas quais o arejamento é efectuado através de tubagens perfuradas instaladas na base da pilha (arejamento forçado). Esta técnica permite a construção de pilhas com maiores dimensões, até 6 metros de altura (Figura 6.25) (Reis *et al.* 2003).



**Figura 6.25** – Compostagem em pilhas (arejamento forçado): Aspiração de ar; Insuflação de ar (Adaptado de Martinho & Gonçalves, 2000).

A área ocupada pelas pilhas deverá ser pavimentada, drenada e com saídas de águas para humedificação.

A técnica de compostagem, pode ser ainda realizada em reactores fechados, que permitem um revolvimento e arejamento constante do solo, possuindo esta técnica como principais limitações, o volume de solo tratado e a tratar, em cada ciclo (Reis *et al.* 2003).

Existem diversos tipos de reactores, na maior parte dos quais é possível controlar factores como a temperatura, as condições aeróbias e o teor de humidade. Os reactores têm como objectivo funcionar como catalisadores, acelerando o processo de degradação.

Embora a compostagem seja normalmente um processo aeróbio, a criação de condições anaeróbicas pode favorecer a destruição de compostos halogenados, como por exemplo, PCB's e pesticidas (Reis *et al.* 2003).



## CAPÍTULO 7

### METODOLOGIA

#### 7.1. Introdução

A erosão do solo representa um grave problema ambiental, sendo um dos factores determinantes para a inviabilização das terras cultiváveis (Silva da Cruz, 2006), uma vez que se traduz na perda de parte, ou mesmo da totalidade da camada arável, mais rica em matéria orgânica, nutrientes minerais e organismos do solo (Varenes, 2003).

No entanto, este é um processo natural que pode ser acelerado pela intervenção do homem, que ao adoptar inadequados sistemas de mobilização dos solos, expõe o solo à acção da chuva e do vento (Silva da Cruz, 2006).

Diversas são as consequências dos processos erosivos, podendo citar-se: 1) a perda de áreas cultiváveis devida à redução da área de produção; 2) o assoreamento de reservatórios de água, influenciando desta forma, quer a sua capacidade, quer a sua qualidade; 3) a lixiviação de nutrientes para os ecossistemas aquáticos, tendo efeitos na manutenção do equilíbrio ecológico nestes ecossistemas e 4) a consolidação do processo de desertificação em áreas susceptíveis a este fenómeno (Silva da Cruz, 2006).

A erosão hídrica é uma das formas de degradação dos solos mais comuns nas terras cultiváveis. Este fenómeno varia com as condições edafoclimáticas do local, sofrendo neste sentido grandes variações em áreas distintas. Este processo é condicionado principalmente pela precipitação, tipo de solo, topografia, tipo de cobertura do solo, mobilização do solo ou utilização de práticas mais conservadoras, aspectos estes que, podem actuar juntos ou de forma isolada, culminando com o desprendimento, arraste e deposição das partículas do solo (Silva da Cruz, 2006; Figueiredo & Gonçalves, 2008).

Neste sentido, torna-se de extrema importância registar as características existentes em cada local de amostragem, assim como o tipo de solo, o tipo de coberto vegetal e a topografia (ou relevo) existente.

O objectivo principal deste trabalho consiste na modelação da erosão do solo numa região com forte impacte de actividades mineiras e no estudo geoquímico das zonas mais vulneráveis, com vista à sua remediação e reabilitação. Este estudo desenvolveu-se numa área piloto da Bacia do Rio Paraopeba, no seu alto curso.

Neste sentido desenvolveram-se paralelamente duas metodologias:

- (1) Determinação da área de estudo, identificação através da aplicação do Modelo EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural) de quais as zonas mais expostas à erosão e posterior identificação dos locais de amostragem;
- (2) Análise química de solos tendo em consideração dois aspectos fundamentais: a) a fertilidade e b) possíveis fontes de contaminação para ecossistemas aquáticos, através da lixiviação natural destes solos.

## 7.2. Determinação da Área de Estudo e Locais de amostragem

A Bacia do Rio Paraopeba possui uma área de 13.643 km<sup>2</sup>, extremamente grande para poder ser abordada em toda a sua globalidade neste trabalho. Neste sentido, apresenta-se como a área de estudo, a zona mais elevada do seu curso, denominada como Alto Paraopeba (Figura 7.1).

A determinação do Alto Paraopeba como a área de estudo, baseia-se no facto de esta ser uma zona intensamente degradada devido, principalmente à intensa actividade agrícola que se faz sentir e à exploração mineira, existentes em larga escala nesta região.

Estas actividades provocam, de uma maneira geral, a eliminação da cobertura vegetal natural e promovem o desencadeamento de processos de erosão acelerada dos solos, assim como se encontram na origem da contaminação de solos e de todos os sistemas envolventes, com elevados níveis de metais pesados.

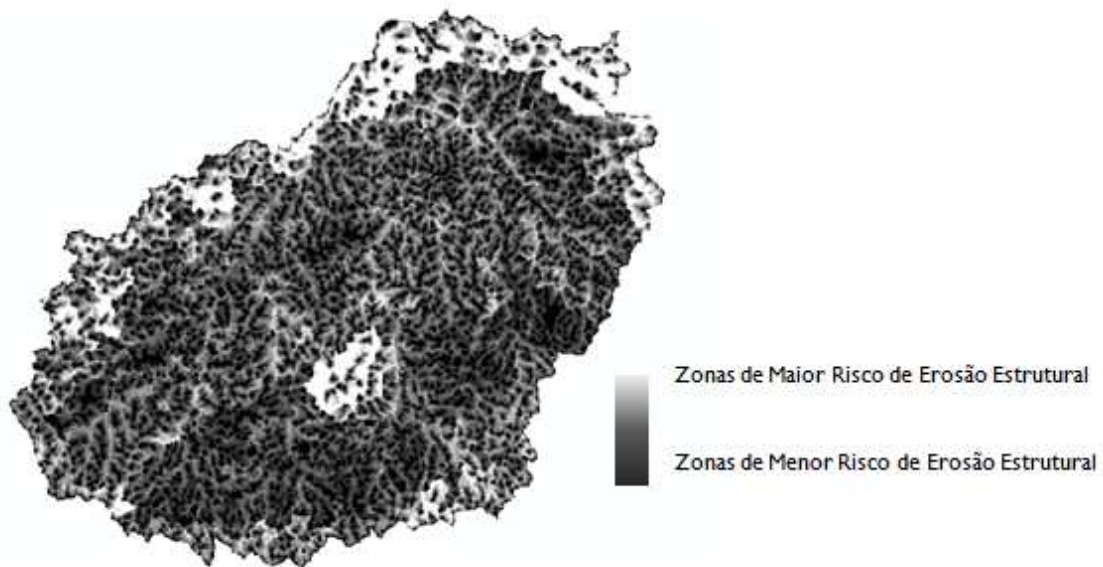


**Figura 7.1** – Identificação da área de estudo – Alto Paraopeba (Minas Gerais).

O Modelo EHE (Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural) considera, como foi já referido, a força gravítica como um factor primordial em processos de erosão decorrentes do escoamento superficial.

Neste sentido, o Modelo de cálculo EHE constitui uma métrica da acção do relevo no processo de erosão hídrica, integrando diversas variáveis topográficas.

A utilização da ferramenta EHE sobre o Modelo Digital do Terreno (MDT) na área do Alto Paraopeba, permite identificar as zonas de maior e menor risco de erosão (Figura 7.2).



**Figura 7.2** – Identificação das áreas expostas a maior e menor risco de erosão estrutural.

Depois de identificadas as zonas expostas a maior e menor risco de erosão, procedeu-se à determinação dos locais de amostragem de solos, considerando como factores prioritários: (1) as zonas identificadas como estando expostas a maior risco de erosão estrutural; (2) a existência de vias de acesso, que permitissem chegar aos locais a amostrar; (3) a obtenção de amostras de todos os tipos de solos existentes na área do Alto Paraopeba (Figura 7.3).



**Figura 7.3** – Identificação dos factores prioritários para a definição de pontos de amostragem (PVA d – Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos; LVA d – Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos; CXbd – Cambissolos Uáplicos Distróficos; RLd – Neossolos Litólicos Distróficos).

A determinação dos locais de amostragem, para além dos factores definidos anteriormente, considerados como prioritários, teve como base:

- (1) A definição de classes de amostragem definidas, com base no Declive de Erosão Hídrica Estrutural (DHE), uma vez que o Modelo EHE permite a classificação de áreas de declive. Na identificação dos locais de amostragem foram definidos intervalos, de 5 em 5 graus, entre a classe de declives de terreno, de 0 a 50 graus;
- (2) A definição de uma nova identificação de atributos, implementada através da junção de informações referentes ao tipo de solos e à classe de declives referida anteriormente (utilizando a ferramenta “union”);
- (3) Considerando a junção de informação, tipo de solos/classe de elementos, utilizando a ferramenta “control feature”, o Modelo EHE permite calcular, com base em todas as combinações possíveis, diversos pontos de amostragem.

Com base na metodologia definida anteriormente, foram identificados 62 locais de amostragem, para recolha de solos e posterior análise geoquímica.



## 7.3. Metodologia Utilizada na Análise Química dos Solos

### 7.3.1. Amostragem de solos

Os solos foram recolhidos nos locais de amostragem definidos, por uma equipa da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC.

Em cada local foram recolhidas amostras de solo de aproximadamente 100 gramas, obtidas até uma profundidade de cerca de 20 centímetros, utilizando uma pá e uma enxada (Figuras 7.4 e 7.5).

As amostras foram homogeneizadas num saco de plástico, identificadas e transportadas de imediato para o laboratório, onde foram guardadas no frigorífico, até ao seu transporte para Portugal.



**Figuras 7.4 e 7.5** – Amostragem de solos (Fotos: Fernandes, 2011).

Em cada ponto de amostragem, registou-se a localização, o tipo de solos, o tipo de coberto vegetal e o relevo.

### 7.3.2. Características da campanha e rede de amostragem

Inicialmente foram identificados, como atrás referido, de acordo com a metodologia descrita anteriormente, 62 locais de amostragem.

À data da amostragem, verificou-se que 6 desses locais coincidiam como uma propriedade privada localizada no Município de Congonhas/Córrego Casa de Pedra, gerida por uma empresa de extracção mineira, o que exigia um pedido de autorização para efectuar a

amostragem, nem sempre fácil de obter. Neste sentido, optou-se por excluir estes 6 locais da amostragem de campo, aparecendo eles representados, quer no mapa indicativo dos pontos de recolha (Figura 7.6), quer nos mapas apresentados no Anexo 2, uma vez que serão importantes na interpretação dos resultados obtidos nas recolhas efectuadas em locais de amostragem próximos.

Neste sentido, os solos foram amostrados em 56 locais, de acordo com a Figura 7.6, no mês de Novembro do ano de 2011, de acordo com (1) identificação de áreas de maior erosão, (2) o tipo de solos, (3) facilidade de acesso aos locais de amostragem.

Na Tabela 7.1 indicam-se as características da campanha e rede de amostragem, à data da recolha das amostras.

**Tabela 7.1** – Características da campanha e rede de amostragem realizada no Alto Paraopeba.

Amostra	Localização	Classificação dos Solos	Tipo de Coberto Vegetal	Relevo
1	Entre Rios de Minas/Córrego Boca da Mata	Argissolos	Pastagem natural	Terço inferior vertente
2	Entre Rios de Minas/Córrego Boca da Mata	Argissolos	Pastagem com <i>cupins</i> (térmitas)	Terço médio vertente
3	Entre Rios de Minas/Córrego Boca da Mata	Argissolos	Pastagem natural	Terço médio vertente
4	Entre Rios de Minas/Córrego Boca da Mata	Argissolos	Pastagem natural	Terço superior vertente
5	Entre Rios de Minas/Córrego Boca da Mata	Gleissolos	Pastagem lavouras de milho e feijão	Área aluvionar
6	Entre Rios de Minas/Córrego Boca da Mata	Latossolos	Pastagem / Estradas	-
7	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Argissolos	Eucaliptos/Herdades	Terço médio vertente
8	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Argissolos	Eucaliptos	Terço médio vertente
9	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Argissolos	Eucaliptos	Terço médio vertente
10	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Argissolos	Eucaliptos; Queimada recente	Terço médio vertente
11	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Argissolos / Cambissolos	Mata com espessa camada de serapilheira	Topo / terço superior

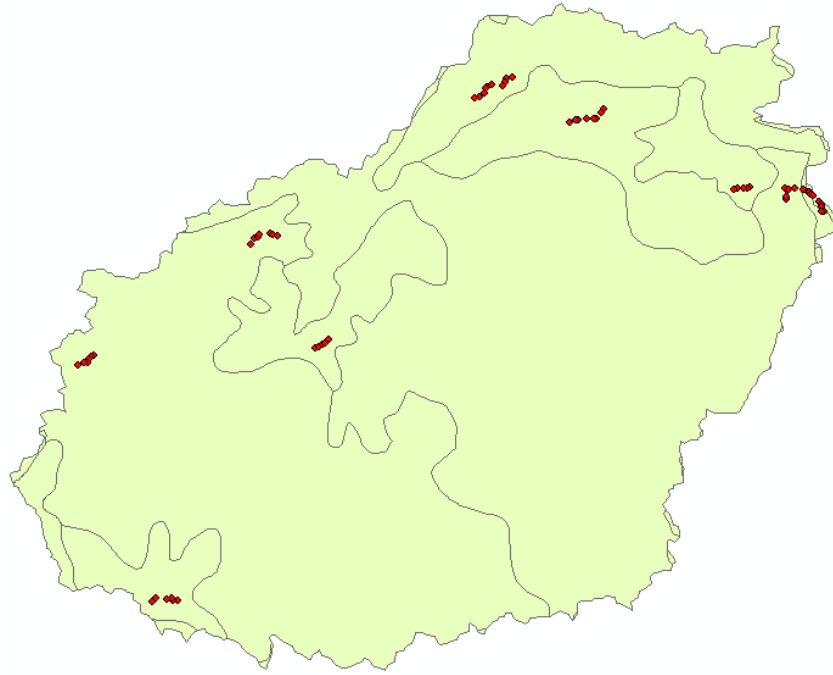
12	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Neossolos Quartzarênicos	Mata com espessa camada de serapilheira	Topo / terço superior
13	Entre Rios de Minas/São José das Mercês	Cambissolos (com pequenos afloramentos de rochas)	Mata com espessa camada de serapilheira	Topo / terço superior
14	Entre Rios de Minas / Rio Camapuã	Neossolos Flúvicos / Argissolos	Lavouras de milho e cana-de-açúcar / Pastagem de braquiária	Área plana após planície fluvial
15	Entre Rios de Minas / Rio Camapuã	Latossolos Vermelhos	Terreno preparado para cultivo	Planície fluvial
16	Entre Rios de Minas / Rio Camapuã	Cambissolos	Cerrado; Zona com grandes sulcos causados pela erosão	Área plana após planície fluvial
17	Entre Rios de Minas / Rio Camapuã	Cambissolos	Vegetação secundária (vegetação primária devastada)	Terço inferior vertente
18	Lagoa Dourada / Córrego Ressaca	Latossolos	Vegetação secundária (vegetação primária devastada)	Terço inferior vertente
19	Lagoa Dourada /Córrego Ressaca	Latossolos Vermelhos	Mata / Pastagem de braquiária	Terço médio vertente
20	Lagoa Dourada /Córrego Ressaca	Latossolos Vermelhos	Cultivo de mandioca	Terço médio vertente
21	Lagoa Dourada /Córrego Ressaca	Latossolos Vermelhos	Pastagem natural	Terço médio vertente
22	Lagoa Dourada /Córrego Ressaca	Gleissolos	Cerradão (Vegetação entre cerrado e mata atlântica)	Terço médio vertente
23	Lagoa Dourada /Córrego Ressaca	Argissolos	Pastagem natural	Terço médio vertente
24	Ouro Branco /João Gote	Latossolos Vermelhos	Pastagem natural	Terço médio vertente
25	Ouro Branco / João Gote	Latossolos Vermelhos	Pastagem natural	Topo
26	Ouro Branco / João Gote	Latossolos Vermelhos	Pastagem natural	Terço médio vertente
27	Ouro Branco / João Gote	Latossolos Vermelhos	Pastagem natural	Terço superior vertente
28	Ouro Branco / João Gote	Cambissolos	Pastagem natural	Terço médio

				vertente
29	Ouro Branco / João Gote	Latossolos	Pastagem natural	Terço médio vertente
30	Ouro Branco / João Gote	Latossolos	Pastagem natural	Terço médio / superior vertente
31	Ouro Branco / João Gote	Latossolos	Pastagem natural	Terço superior vertente
32	Ouro Branco / João Gote	Argissolos	Pastagem natural	Terço superior vertente
33	Ouro Branco / João Gote	Latossolos Vermelhos	Mata	Terço superior vertente
34	Ouro Branco / João Gote	Gleissolos	Cultivo de banana	Terço médio vertente
35	Ouro Branco / João Gote	Argissolos	Pastagem natural	Terço inferior vertente
36	Ouro Branco / João Gote	Gleissolos	Pastagem de braquiária	Terço inferior vertente
37	Ouro Branco / João Gote	Latossolos	Pastagem de braquiária / residências	Terço inferior vertente
38	Ouro Branco / João Gote	Latossolos Vermelhos	Pastagem de braquiária / residências	Terço médio vertente
39	Ouro Branco / João Gote	Argissolos	Pastagem natural	Terço inferior vertente
40	Ouro Branco (Área Urbana)	Argissolos	Mata	Terraço fluvial
41	Ouro Branco (Área Urbana)	Latossolos Vermelhos	Cerrado	Terço médio vertente
42	Ouro Branco (Área Urbana)	Cambissolos	Cerrado / área urbana	Terço inferior vertente
43	Ouro Branco (Área Urbana)	Argissolos	Pastagem natural; Vegetação secundária (plantação primária devastada)	Planície fluvial
44	Ouro Branco (Área Urbana)	Argissolos	Pastagem natural; Vegetação secundária (plantação primária devastada)	Planície fluvial
45	Congonhas / Córrego Casa de Pedra	Argissolos	Cerrado / área urbana	Terço inferior vertente

46	Congonhas / Córrego Casa de Pedra	Cambissolos	Mata	Topo
47	Congonhas / Córrego Casa de Pedra	Cambissolos	Mata	Topo
48	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Mata recentemente retirada	Terço médio vertente
49	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Vegetação secundária (plantação primária devastada) / residências	Terço médio vertente
50	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Vegetação secundária (plantação primária devastada) / residências	Terço médio vertente
51	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Vegetação secundária (plantação primária devastada) / residências	Terço médio vertente
52	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Campo cerrado	Terço médio vertente
53	Congonhas / Rio Preto	Neossolos Litólicos	Campo cerrado	Terço superior vertente
54	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Terreno preparado para cultivo	Topo
55	Congonhas / Rio Preto	Latossolos	Eucaliptos	Terço médio vertente
56	Congonhas / Rio Preto	Argissolos	Pastagem de braquiária	Terraço fluvial

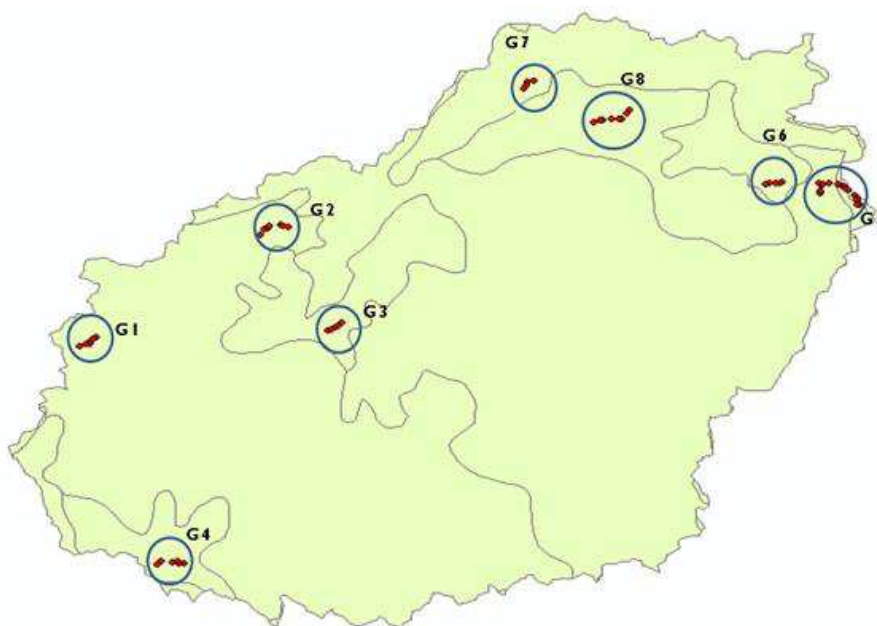
Relativamente à campanha de amostragem, em anexo, apresentam-se as coordenadas e fotografias dos locais de amostragem (Anexo I - Coordenadas transformadas em formato *kmz* de forma a ser possível identificar os pontos de recolha no *Google Earth*; Anexo II - Mapas de campo utilizados durante o processo de amostragem; Anexo III – Registo Fotográfico dos locais de amostragem).

Na Figura 7.6, encontram-se representados os locais que constituem a rede de amostragem, na zona de estudo, o Alto Paraopeba.



**Figura 7.6** – Localização dos locais de amostragem.

Considerando 1) a extensa área de amostragem, 2) a localização distinta dos locais de amostragem e 3) os diferentes tipos de solos, no âmbito da Caracterização Mineralógica e Química dos Solos amostrados (Capítulo 8), optou-se por agrupar as amostras recolhidas em 8 grupos, de acordo com a localização de amostragem (Figura 7.7).



**Figura 7.7** – Representação dos Grupos de amostras criados, de acordo com a sua localização.

Neste sentido:

- 1) O Grupo 1 engloba as amostras de 1 a 6, recolhidas em Entre Rios de Minas – Córrego da Mata;
- 2) O Grupo 2 engloba as amostras de 7 a 13, recolhidas em Entre Rios de Minas – São José das Mercês;
- 3) O Grupo 3 engloba as amostras de 14 a 17, recolhidas em Entre Rios de Minas – Rio Camapuã;
- 4) O Grupo 4 engloba as amostras de 18 a 23, recolhidas em Lagoa Dourada – Córrego Ressaca;
- 5) O Grupo 5 engloba as amostras de 24 a 39, recolhidas em Ouro Branco – João Gote;
- 6) O Grupo 6 engloba as amostras de 40 a 44, recolhidas em Ouro Branco – Área Urbana;
- 7) O Grupo 7 engloba as amostras de 45 a 47, recolhidas em Congonhas – Córrego Casa de Pedra;
- 8) O Grupo 8 engloba as amostras de 48 a 56, recolhidas em Congonhas – Rio Preto.

### 7.3.3. Preparação prévia dos solos amostrados

As amostras foram refrigeradas logo após a sua colheita tendo sido transportadas para Portugal em arcas frigoríficas devidamente refrigeradas.

Aproximadamente 60 minutos antes de se proceder à medição do pH, Eh e preparação das amostras para as análises a efectuar aos diferentes parâmetros, as amostras foram retiradas do frigorífico, de forma a facilitar o processo de preparação.

Para a análise química dos parâmetros Fósforo e Potássio, foram pesadas 5 gramas de cada amostra, tendo sido colocadas de imediato na estufa a 40°C.

As Figuras 7.8 e 7.9 mostram os equipamentos utilizados neste processo.



**Figura 7.8** – Balanças analíticas  
(Foto: Simões, 2011).



**Figura 7.9** – Estufas (Foto: Simões, 2011).

Após a secagem das amostras, procedeu-se à sua desagregação, recorrendo a um almofariz de porcelana. De forma intercalada com a desagregação, efectuou-se uma crivagem com crivo de malha de 2 mm, de forma a retirar partículas sólidas não minerais, como restos de vegetação ou raízes e a fracção do solo com granulometria superior a 2 mm.

## 7.4. Análises químicas dos solos

### 7.4.1. pH

O estudo do pH das amostras foi feito por medição directa utilizando uma consola de bancada multi-paramétrica de marca *Consort C863* e um eléctrodo adequado a medições directas entre materiais geológicos (*Modelo SP 10T*)

Nesta metodologia a sonda é introduzida no interior das amostras de solo, obtendo-se o valor da acidez actual de cada solo, após estabilização.

### 7.4.2. Eh

O estudo do Potencial de Oxidação-Redução (Eh) das amostras foi feito por medição directa utilizando uma consola de bancada multi-paramétrica de marca *Consort C863*.

Nesta metodologia a sonda é introduzida no interior das amostras de solo, obtendo-se o valor do potencial redox de cada solo, após estabilização do valor. A referência da sonda utilizada é *SP 50X*.



### 7.4.3. Fósforo e Potássio

Dado (1) a maior instabilidade química que se poderá reflectir em zonas de maior erosão, (2) a maior susceptibilidade de poluição dos ecossistemas aquáticos pelas formas mais lábeis dos nutrientes e (3) a maior importância para a nutrição vegetal, reflectindo uma medida do grau da fertilidade do solo, analisaram-se:

- As fracções solúveis em água do fósforo;
- As fracções assimiláveis ou biodisponíveis do fósforo;
- As fracções assimiláveis ou biodisponíveis do potássio.

A extracção das formas biodisponíveis dos elementos fósforo e potássio foi feita a partir do método de extracção de Egner-Riehm. Através deste método é efectuada a extracção simultânea de fósforo e potássio por meio de uma solução de lactato de amónio 0,1M e ácido acético 0,4M tamponizada a pH entre 3,65 e 3,75. A suspensão esteve em agitação constante durante duas horas, sendo depois efectuada uma filtração (Figuras 7.10 e 7.11).



**Figura 7.10** – Agitador orbital (Foto: Simões, 2012).



**Figura 7.11** – Filtração das amostras (Foto: Simões, 2012).

Para a determinação e leitura do fósforo recorreu-se ao método do ácido ascórbico.

Este método consiste na combinação de ácido molibdico com o fósforo na forma *orto*, em meio ácido. A redução do ácido ascórbico catalisada com o antimónio tartarato de potássio origina um complexo do anião fosfomolibdico de coloração azul, cuja intensidade é proporcional à quantidade de fósforo presente na amostra (Canário, 2006; LAUE, 2007).

A determinação do fósforo e do potássio faz-se por Espectroscopia de Absorção Molecular UV/Visível a um comprimento de onda de 890 nm.

A extracção das formas do elemento fósforo solúveis em água, obtiveram-se efectuando uma extracção com água supra-pura, seguida de agitação e centrifugação. A determinação do fósforo solúvel em água faz-se por Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES).

#### 7.4.4. Carbono, Azoto e Enxofre

Normalmente, devido à dificuldade que existe em estimar directamente o teor de matéria orgânica, esta não é determinada directamente, mas sim calculada a partir do teor de carbono orgânico do solo/sedimento (Fonseca, 2002; Varennes, 2003).

O carbono pode ser determinado por via seca ou húmida.

Neste trabalho o carbono orgânico, o azoto e o enxofre foram determinados, recorrendo à determinação por via seca através de análise elementar. Este método baseia-se na oxidação das amostras a elevada temperatura, aproximadamente 1050 °C (Sato, 2013). As amostras, finamente moídas são colocadas em cápsulas de estanho, sendo oxidadas num forno de combustão, na presença de hélio misturado com elevadas concentrações de oxigénio puro.

A oxidação por combustão das amostras gera a emissão de mistura de gases (N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, O<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>), que posteriormente são separados por uma coluna de cromatografia de fase gasosa e medidos através de um detector de condutividade térmica (TCD).

Os dados são obtidos a partir de picos cujas áreas são calculadas através de *software* específico, que dará resultados quantitativos a partir da comparação com os valores de referência.

A matéria orgânica obtém-se multiplicando os valores obtidos por um valor factor de 1,724, assumindo que a matéria orgânica é constituída por aproximadamente 58% de carbono.

No pré-tratamento destas amostras foram utilizadas duas metodologias distintas, de acordo com o (s) elemento (s) a analisar.

Neste sentido: 1) para a determinação de Azoto e Enxofre, foi colocada uma pequena porção do solo finamente moído em moinho de ágata em frascos tapados, devidamente identificados; 2) para a determinação de Carbono fizeram-se duas sub-amostras: (1) uma foi colocada, após moagem, em frascos devidamente etiquetados para a utilização directa na análise elementar (sub-amostra para análise do carbono elementar); (2) na outra adicionou-se Ácido Clorídrico (HCl) concentrado até cobrir a totalidade da amostra; colocaram-se as amostras de solos em banho de areia, durante 10 horas; foram efectuadas lavagens sucessivas do ácido clorídrico, com água ultra-pura, deixando-a evaporar em banho de areia; uma vez devidamente lavadas e secas, as amostras foram tapadas e armazenadas até à data da análise. Esta sub-amostra foi utilizada para a análise de carbono orgânico, uma vez que a acidificação das amostras possui como finalidade a eliminação de interferências causadas por carbonatos e bicarbonatos (Fifield & Haines, 1995).

### 7.4.5. Metais

As espécies metálicas que podem ser identificadas por procedimentos de especiação são classificadas com fracção isotópica (vários isótopos de um mesmo elemento), estados de oxidação, complexos inorgânicos, complexos orgânicos e organometálicos e complexos metálico-macromoleculares (proteínas).

As fracções isotópicas têm vindo a ser determinadas principalmente por espectrometria de massa, sendo o método mais utilizado o plasma induzido de espectrometria de massa (ICP-MS) (Fifield & Haines, 1995; Wasserman & Wasserman, 2008).

Os estados de oxidação de alguns metais têm uma importância muito significativa na avaliação da toxicidade, uma vez que estados de oxidação diferentes podem ter diversas mobilidades e biodisponibilidade, podendo ser estudados por processos electroquímicos ou por cromatografia líquida de alta pressão (HPLC) com detecção por absorção atómica de chama (FAAS) (Wasserman & Wasserman, 2008).

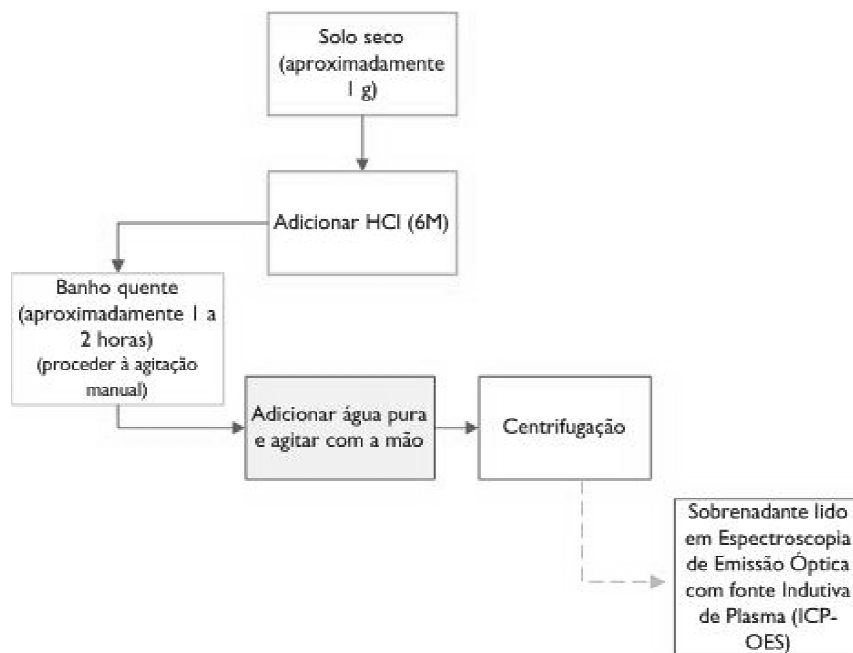
Para a identificação de complexos metálicos inorgânicos, procedimentos potenciométricos têm vindo a ser utilizados, como no caso de parâmetros electroquímicos (por exemplo variação de pH), que podem ser monitorizados durante reacções controladas, permitindo identificar, de forma estequiométrica, concentrações de espécies inorgânicas (Wasserman & Wasserman, 2008).

Neste sentido, embora existam várias técnicas para a análise de espécies metálicas, frequentemente, as de níveis de concentração observados nos solos (e sedimentos) necessitam de técnicas analíticas mais apuradas, como é o caso do fraccionamento geoquímico de metais e da extracção com *Aqua Regia*.

A área de estudo analisada neste trabalho, sub-bacia do Alto Paraopeba, encontra-se localizada nos domínios do Quadrilátero Ferrífero, região caracterizada por uma elevada biodiversidade e geodiversidade, associada a graves problemas ambientais devido à intensa actividade mineira aí existente. Desta forma, tendo em consideração os principais materiais extraídos nesta área (ferro, ouro e calcário), foram analisados os seguintes elementos metálicos: Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Co, Cd e As, de acordo com as metodologias (1) de extracção com *Aqua Regia* e (2) extracção sequencial de metais.

A extracção com *Aqua Regia* representa a fracção extraível dos elementos metálicos, permitindo esta metodologia obter as formas químicas dos metais que podem passar para o ambiente, representando desta forma, uma medida do grau de contaminação. Este

procedimento, de uma forma simplificada, pode ser representado de acordo com o esquema apresentado na Figura 7.12.

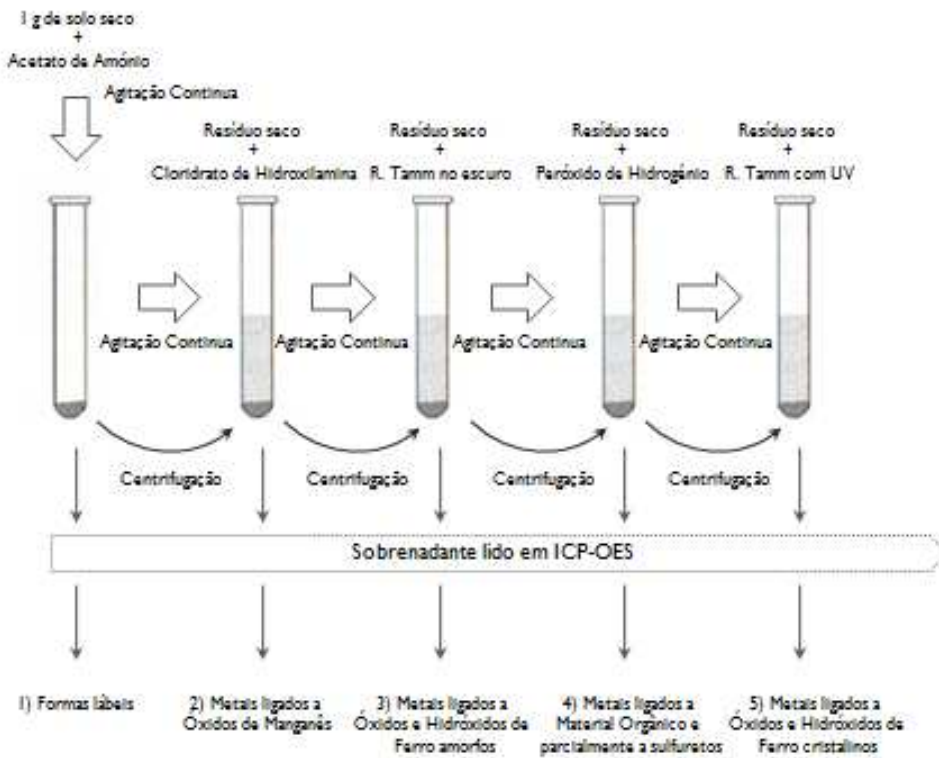


**Figura 7.12** – Representação esquemática do procedimento de Extração com *Aqua Regia* aferido por Fonseca (2010).

O fracionamento geoquímico de metais pode ser de vários tipos, sendo a metodologia utilizada neste trabalho, a extração sequencial de metais (Siegel, 2002; Wasserman & Wasserman, 2008).

Os procedimentos de extração sequencial de metais foram desenvolvidos no final dos anos 70, partindo do princípio de que uma amostra de solo (e sedimentos), poderia ser tratada por soluções extractoras numa sequência da mais fraca para a mais forte, que vão permitindo obter na solução, fases metálicas específicas.

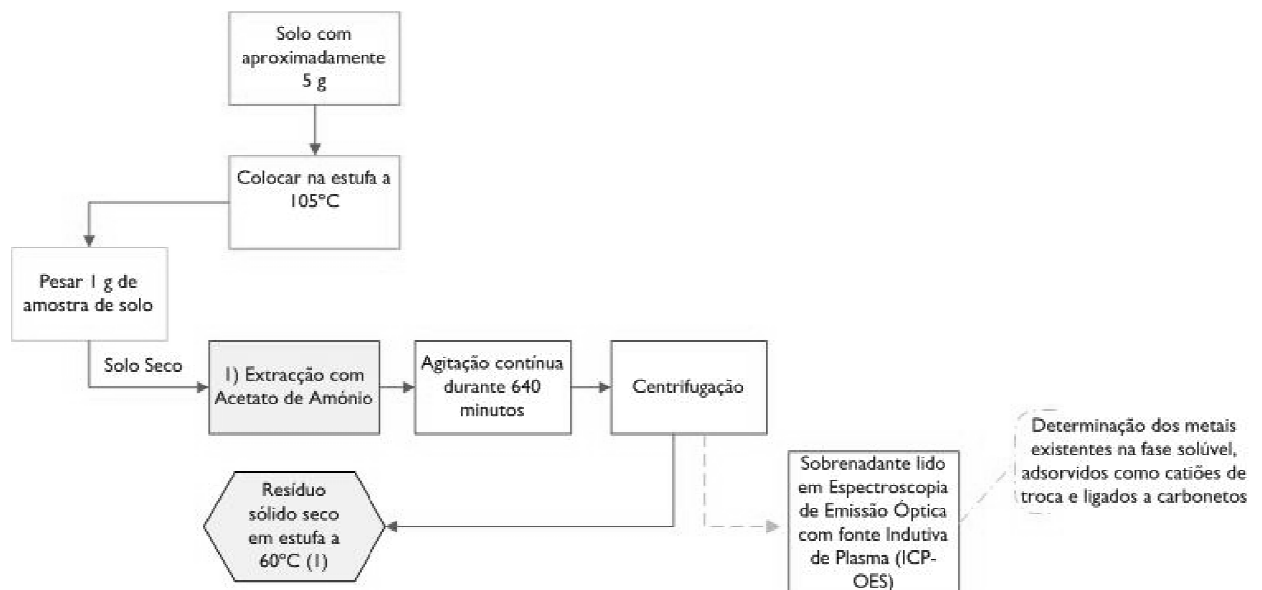
Na determinação de metais foi utilizado o método de Extração Sequencial baseado no Método de Tessier, aferido por Fonseca (2010). Este procedimento, de uma forma simplificada, pode ser representado de acordo com o esquema apresentado na Figura 7.13.



**Figura 7.13** – Representação esquemática do procedimento de Extração Sequencial aferido por Fonseca (2010).

O método de Extração Sequencial utilizado no presente trabalho, divide-se em cinco etapas:

- 1) **Extração com Acetato de Amônio**, cujo objectivo consiste na determinação das formas mais lábeis dos metais nos solos: existentes na fracção solúvel, adsorvidos como catiões de troca e/ou ligados a carbonatos, de acordo com a seguinte metodologia (Figura 7.14):



**Figura 7.14** – Etapa I da Extração Sequencial.

- 2) **Extracção com Cloridrato de Hidroxilamina**, numa solução se ácido nítrico, cujo objectivo consiste na determinação das formas dos metais ligados aos óxidos de manganês, de acordo com a seguinte metodologia (Figura 7.15):

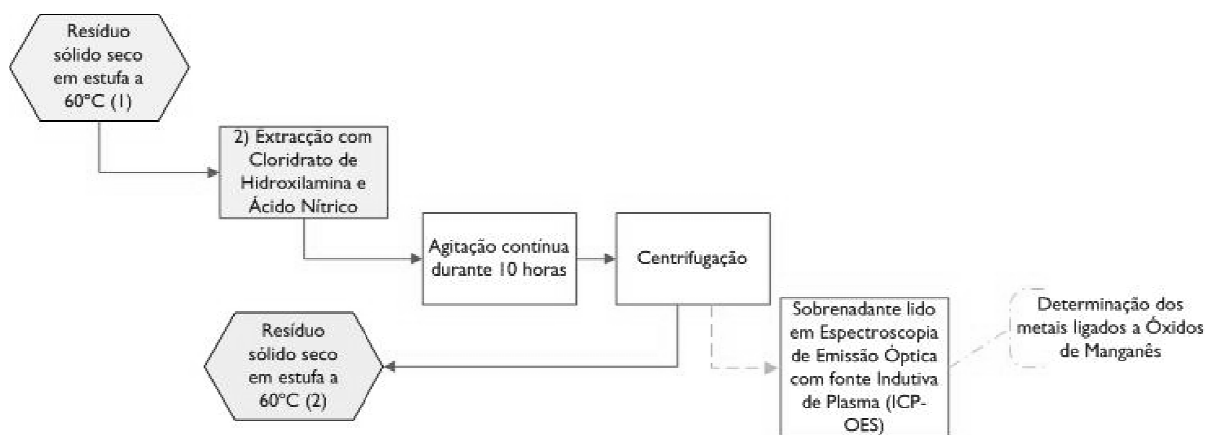


Figura 7.15 – Etapa II da Extracção Sequencial.

- 3) **Extracção com reagente de Tamm no escuro (mistura de ácido oxálico e oxalato de amónio)**, cujo objectivo consiste na determinação de metais ligados a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos, de acordo com a seguinte metodologia (Figura 7.16):

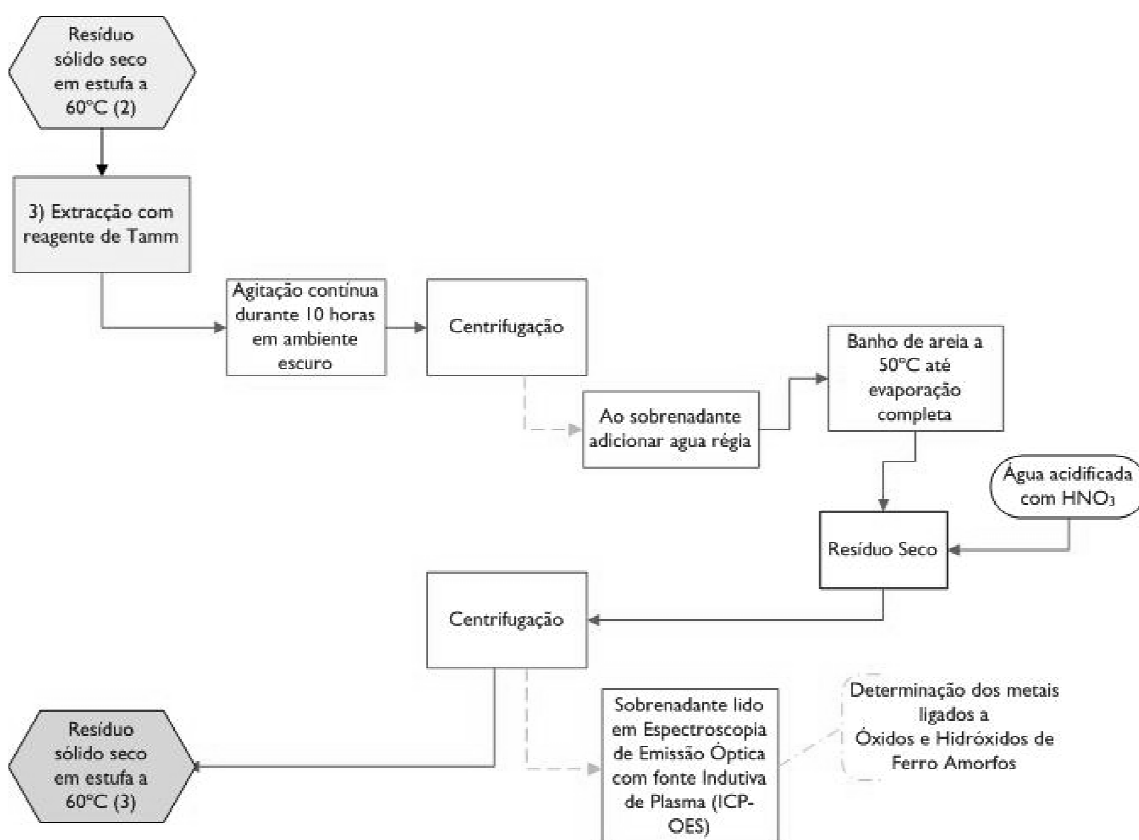


Figura 7.16 – Etapa III da Extracção Sequencial.

- 4) **Extracção com Peróxido de Hidrogénio a 35%**, cujo objectivo consiste na determinação de metais ligados a materiais orgânicos e parcialmente a sulfuretos, de acordo com a seguinte metodologia (Figura 7.17):

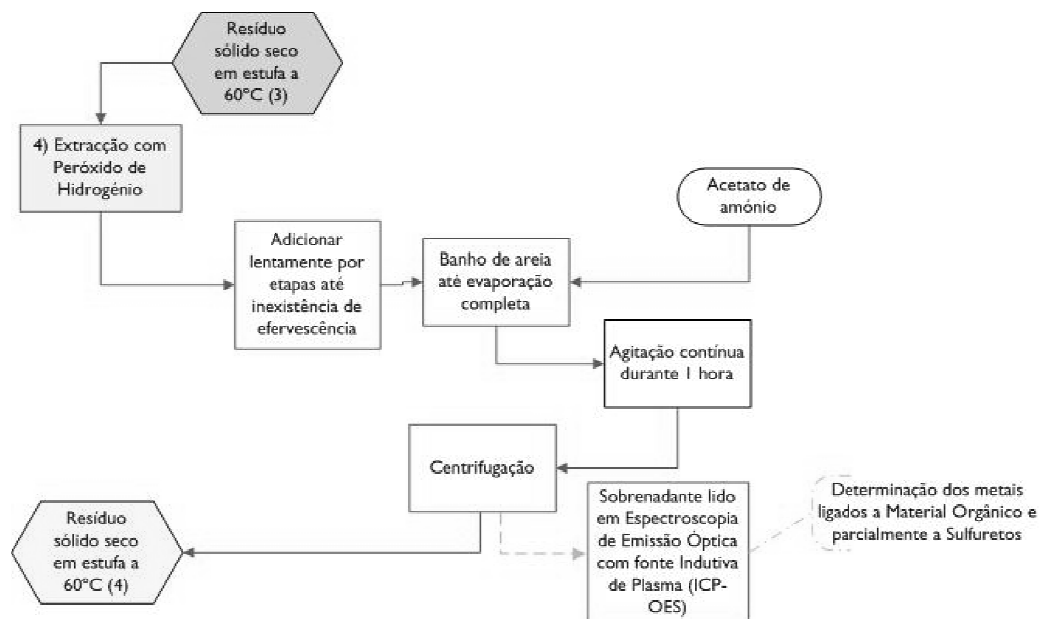


Figura 7.17 – Etapa IV da Extracção Sequencial.

- 5) **Extracção com reagente de Tamm com radiação ultravioleta (mistura de ácido oxálico e oxalato de amónio)**, cujo objectivo consiste na determinação dos metais ligados a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos, de acordo com a seguinte metodologia (Figura 7.18):

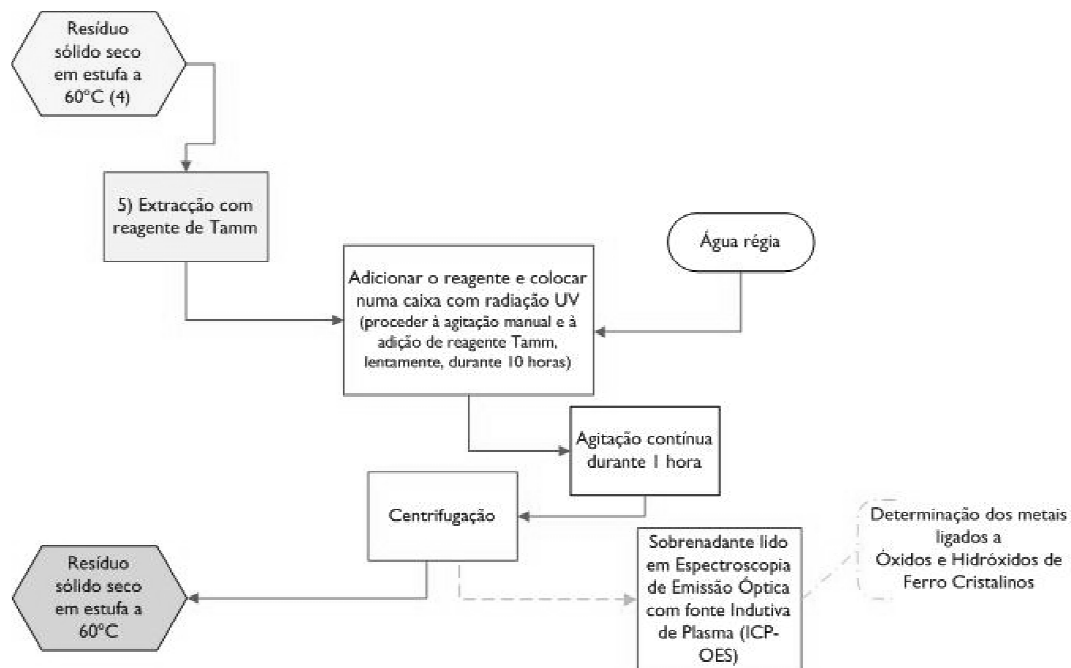


Figura 7.18 – Etapa V da Extracção Sequencial.



Após a extracção sequencial o sobrenadante resultante das diferentes fases é lido em Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES), no equipamento Modelo *PerkinElmer Optima 8300*.

As Figuras 7.19 a 7.22 apresentam os equipamentos e materiais utilizados em cada um das fases da extracção sequencial.



**Figura 7.19** – Centrifuga (Foto: Simões, 2013).



**Figura 7.20** – Amostras no banho de areia (Foto: Simões, 2013).



**Figura 2.21** – Amostras na caixa com radiação UV (Foto: Simões, 2013).

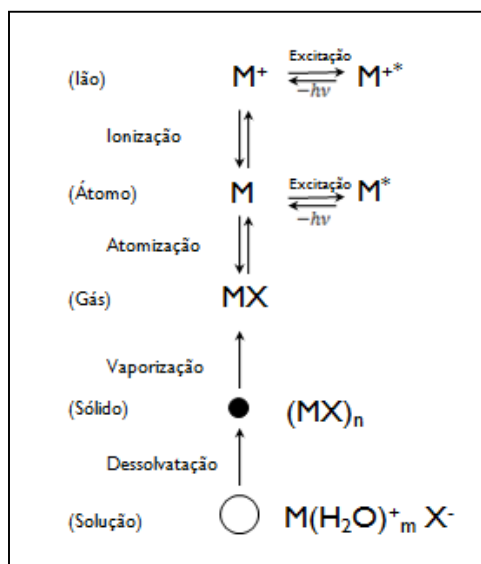


**Figura 7.22** – Espectrómetro de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES)  
(Foto: Simões, 2013).

A ICP-OES apresenta-se como uma das principais técnicas analíticas para proceder à determinação quantitativa elementar em matrizes biológicas, tanto para amostras de origem animal como vegetal, clínicas, geológicas, ambientais, ligas metálicas e orgânicas. De entre as principais vantagens apresentadas por esta técnica pode considerar-se os limites de determinação, a sua tolerância para diferentes matrizes com diferentes graus de complexidade e a possibilidade de realizar determinações multielementares (Silva, S/data).

Esta técnica baseia-se na excitação de elementos através de um plasma de gás árgon. A energia do plasma é utilizada para converter os átomos e as moléculas em estado excitado.

As espécies excitadas retornam ao estado fundamental, emitindo iões, que são medidos através de um sistema de detecção (Cadore *et al.*, 2008). Um esquema dos fenómenos que ocorrem na Espectrometria de Plasma Induzido de Emissão Óptica é apresentado na Figura 7.23.



**Figura 7.23** – Esquema das reacções que ocorrem na Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES).

O equipamento de ICP-OES utilizado (Modelo *PerkinElmer Optima 8300*), permite a quantificação da concentração dos elementos a analisar, sob duas formas de observação, a axial e a radial, de acordo com a Figura 7.24 a) e b).



**Figura 7.24 – a) Observação radial; b) Observação axial (Silva, S/data).**

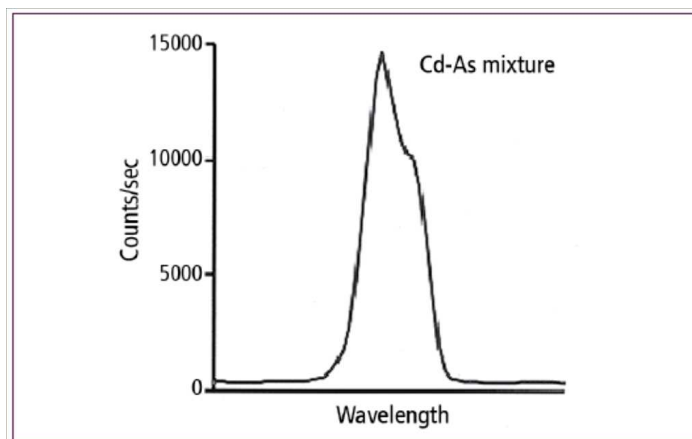
A utilização da observação axial apresenta aplicabilidade para amostras com concentrações a analisar na ordem dos sub-ppm, uma vez que é possível monitorizar a emissão proveniente do plasma que corre no mesmo plano (Silva, S/data).

A observação radial permite a determinação de maiores concentrações (ppm), uma vez que permite a observação de apenas uma fracção do plasma, possibilitando a construção de curvas de calibração, em faixas mais elevadas de trabalho (Silva, S/data).

A grande vantagem de se poder trabalhar com duas formas de observação no mesmo método consiste no facto de se eliminar a necessidade de voltar a analisar as amostras, considerando as diferentes faixas de trabalho. Desta forma, é possível determinar numa única diluição, elementos presentes em diferentes níveis de concentração.

Neste sistema mais de 13000 linhas de emissão podem ser medidas, de forma simultânea, proporcionando rapidez para análises elementares. Na configuração existente no Modelo *PerkinElmer Optima 8300*, existem dois detectores, desenvolvidos especificamente para espectrometria de emissão atómica, que realizam a medição dos comprimentos de onda, sendo um deles para comprimentos de onda localizados na região visível e outro para comprimentos de onda localizados na região do ultravioleta (Silva, S/data).

Na metodologia utilizada, dependendo da composição das amostras analisadas, dois elementos podem apresentar linhas de emissão em comprimentos de onda muito próximos, ou idênticos, como o que se pode observar na Figura 7.25. Nesta situação, tem-se uma interferência espectral, que necessita de ser corrigida.

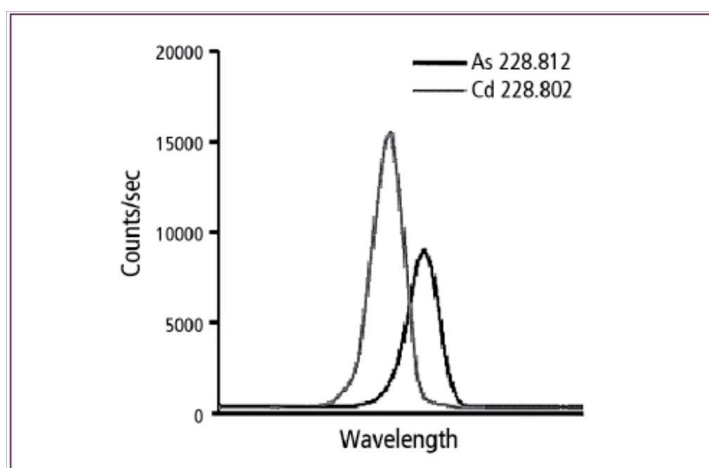


**Figura 7.25** – Sobreposição dos picos de arsênio e cádmio para as linhas de emissão em 228,812 nm e 228,802 nm, respectivamente (Silva, S/data).

O ICP-OES possui no seu *software* sistemas que possibilitam o ajuste dos resultados, através de aplicações matemáticas, tais como o *Inter-Element Correction* (IEC), onde um factor de correcção é aplicado, de forma a subtrair a intensidade do interface no comprimento de onda de análise.

A aplicação do método IEC é apresentada como uma alternativa interessante para análise de amostras onde a matriz não apresenta variações significativas de composição.

Noutras situações em que a amostra possui uma maior variação da composição de matriz, pode ser utilizada uma técnica de correlação mais elaborada designada de *Multi-Component Spectral Fitting* (MSF). Nesta situação tem-se um modelo matemático que permite a separação dos picos da interferência e da amostra, como se pode observar na Figura 7.26:



**Figura 7.26** – Separação dos picos referentes às linhas de emissão do arsênio em 228,812 nm e cádmio em 228,802 nm, permitindo a determinação destes elementos após ajuste do método matemático utilizado no método de análise (Silva, S/data).



## CAPÍTULO 8

# CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS SOLOS DA BACIA DO ALTO PARAÓPEBA

### 8.1. Introdução

A erosão hídrica é um dos principais problemas relacionados com a mobilização do solo no Brasil. Ela tem contribuído para o empobrecimento e redução, ou perda de sustentabilidade dos agrossistemas, decorrentes do arrastamento do solo, água, nutrientes e carbono orgânico a ela associada.

Fundamentalmente, a erosão hídrica resulta da ação erosiva da chuva sobre o solo, resultando na sua degradação, a partir da interferência antrópica sobre esse recurso natural. A erosão, lixiviação, a compactação do solo e a perda de matéria orgânica, são exemplos de processos que implicam uma degradação nos sistemas agrícolas (Morgan, 1997; Blanco & Lal, 2008; Moreira, 2012).

Neste sentido, a composição química dos solos do Alto Paraopeba pode ser considerada um dos aspectos de maior importância na avaliação da sua capacidade em termos de nutrição vegetal, dado que vão constituir uma fonte de todos os nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas (com exceção do oxigênio, hidrogênio e carbono). A importância do seu estudo químico reside no conhecimento da concentração dos elementos nutritivos e das condições que os tornam assimiláveis para as plantas. Para além disso torna possível evitar a toxicidade resultante do excesso de determinados elementos (Fonseca, 2002 a), tais como os metais pesados, que existirão com elevadas concentrações nesta região de forte impacto de actividades mineiras.

A distribuição destes elementos nos solos, sob condições naturais, ocorre de forma aleatória, no entanto generalizada em todas as regiões. Algumas actividades antrópicas, como a extracção mineira, que se faz sentir na zona de amostragem, podem adicionar materiais que contém esses elementos aos solos, podendo atingir concentrações muito elevadas e

comprometendo desta forma a qualidade dos ecossistemas (Paye *et al.* 2010). Desta forma é igualmente importante avaliar-se a composição química dos solos no que diz respeito a metais pesados, relativamente às suas concentrações e formas químicas em que ocorrem.

## 8.2. pH e Eh dos Solos

### 8.2.1. pH

Os valores de pH (H<sub>2</sub>O), são considerados baixos, onde os solos são classificados como Muito Ácidos (<4,5), Ácidos (4,6 – 5,5) e Pouco Ácidos (5,6 – 6,5).

Segundo Santos (2001) a acidificação natural dos solos surge como consequência dos minerais originários e do facto de, em muitas regiões, tais como as de clima semi-árido, a precipitação durante uma parte do ano exceder a evapotranspiração, o que conduz à lixiviação de constituintes da solução do solo. Ocorre assim, uma remoção que atinge sobretudo os catiões e as fases sólidas mais facilmente alteráveis, conduzindo a um balanço desajustado entre a produção e o consumo de protões, com predomínio da primeira.

No entanto, numa perspectiva mais vasta, a acidificação de um solo poderá considerar-se não apenas como uma consequência da alteração dos minerais primários mas, também, de reacções químicas decorrentes de vários fenómenos, naturais ou artificiais, nomeadamente dos que estão associados à vegetação, à fertilização e às deposições atmosféricas.

Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo IV.

Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, dos valores de pH obtidos para cada grupo de amostras, encontram-se representados na Tabela 8.1.

**Tabela 8.1** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do pH de cada grupo de solos analisados na Bacia do Alto Paraopeba.

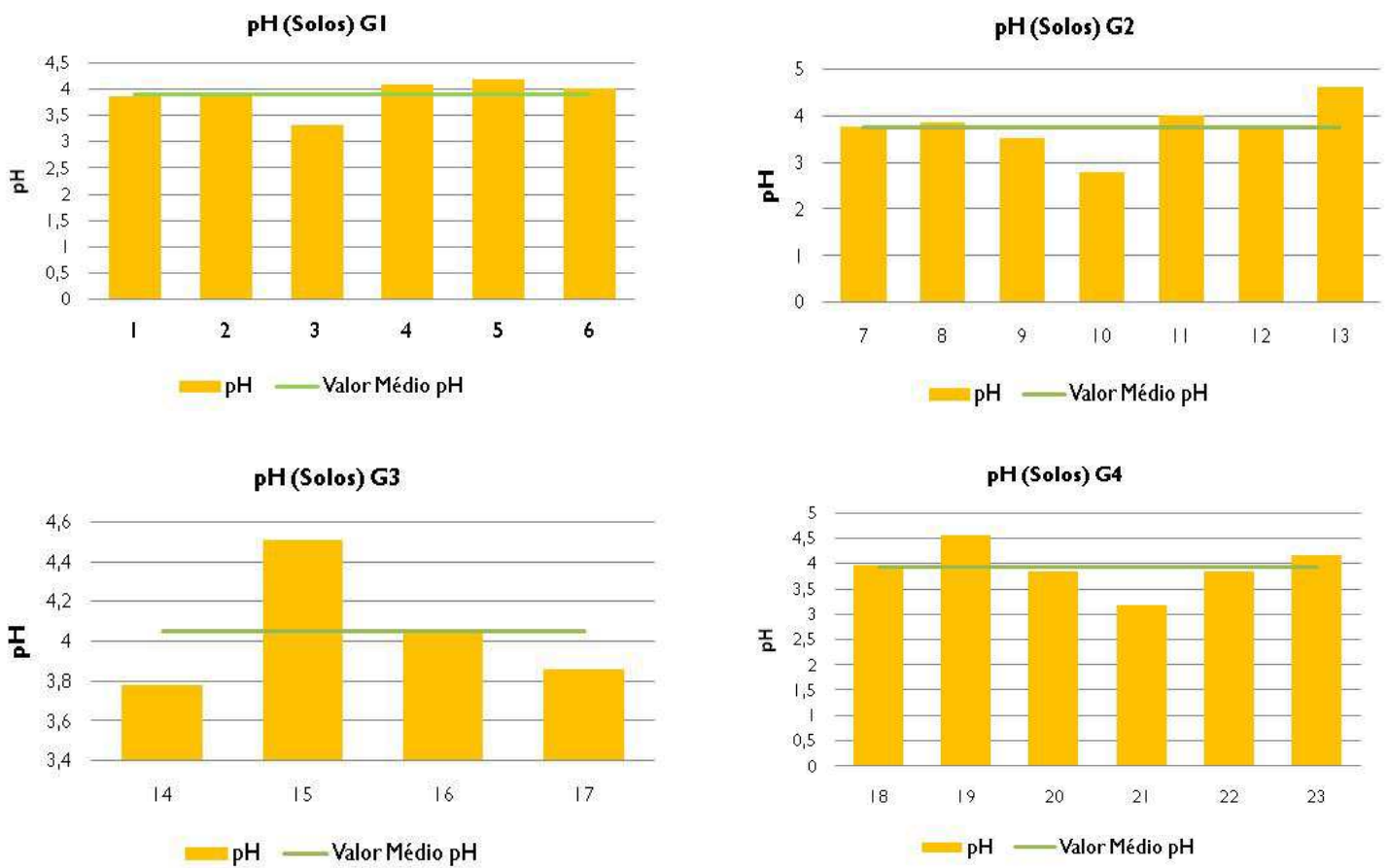
Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	3,90	4,19	3,32	0,31
G2	3,77	4,63	2,79	0,55
G3	4,05	4,51	3,78	0,33
G4	3,93	4,55	3,18	0,45
G5	4,09	5,74	3,14	0,77
G6	4,62	5,83	3,56	0,97



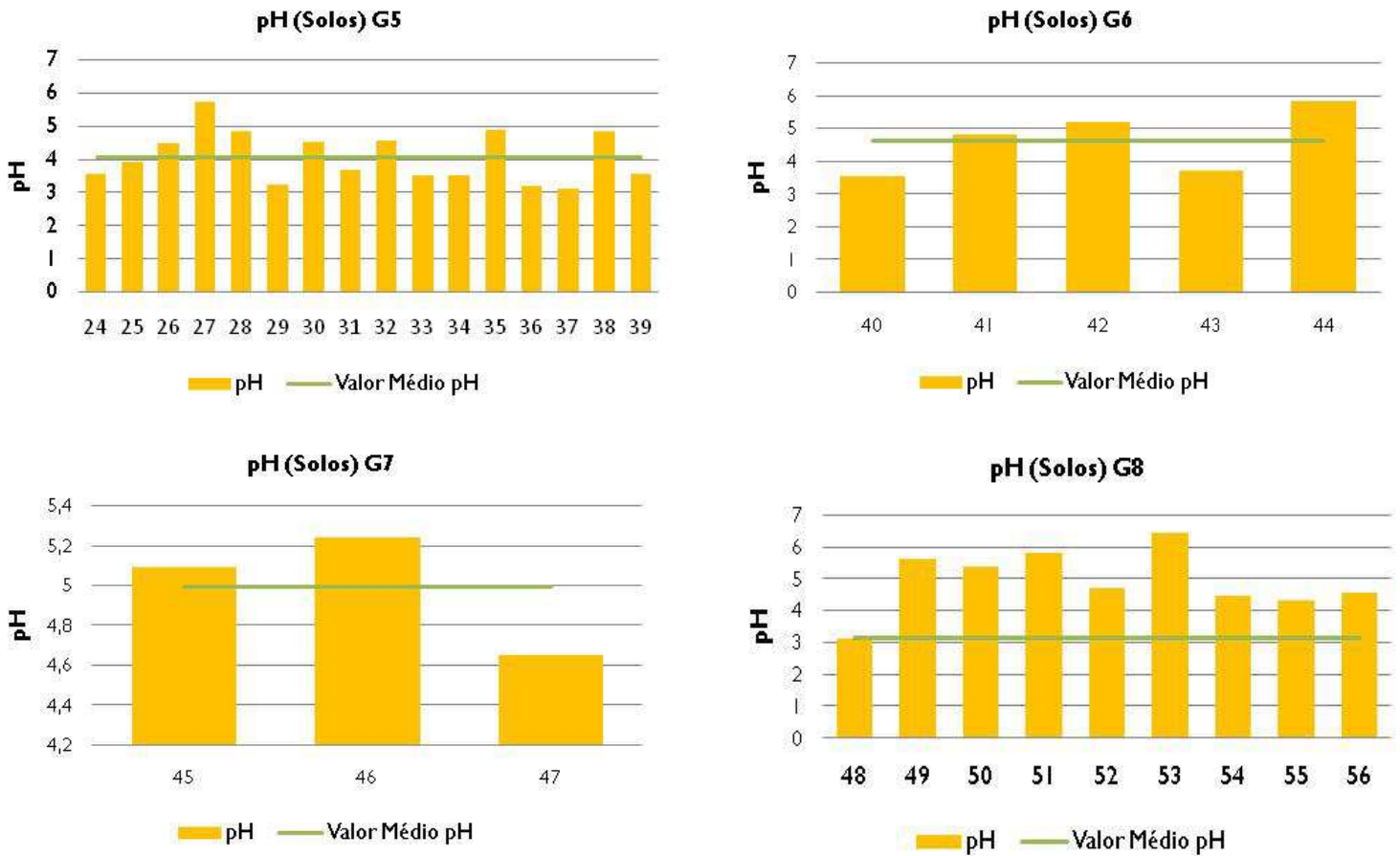
G7	4,99	5,24	4,65	0,31
G8	4,93	6,43	3,13	0,98

Independentemente do tipo de solos, a maioria destes situa-se na classe de pH muito ácido (pH <4,5) e ácido (pH = 4,6 – 5,5).

Os valores de pH (Solo) obtidos para cada grupo de solos encontram-se representados nos seguintes gráficos de barras (Figura 8.1 a) e b)):

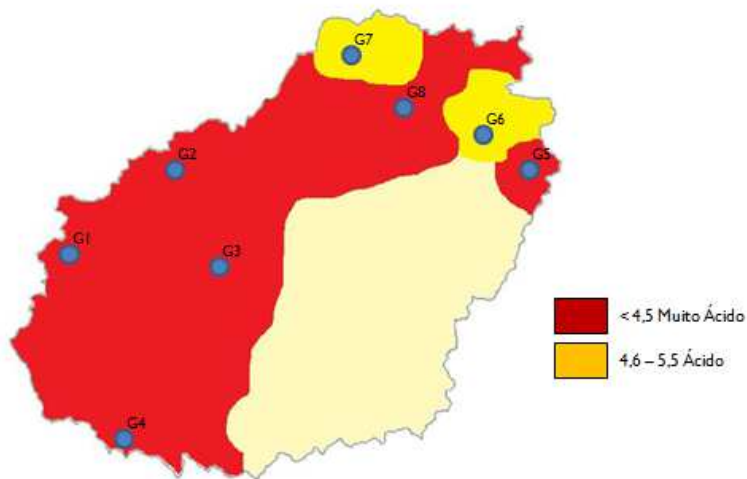


**Figura 8.1 (a)** – Valores de pH (Solo) obtidos para os Grupos G1 a G4 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.



**Figura 8.1 (b)** – Valores de pH (Solo) obtidos para os Grupos G5 a G8 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.

Considerando os valores médios de pH (Solo) obtidos para cada grupo de amostras, elaborou-se a seguinte distribuição espacial:



**Figura 8.2** – Distribuição espacial dos valores médios de pH (solo) nos grupos de solos da Bacia Alto Paraopeba.

De entre os factores apontados como responsáveis pela acidez ou alcalinidade do solo, os teores de matéria orgânica e a natureza dos materiais de origem, não parecem estar relacionados com a distribuição dos valores de pH nos solos do Alto Paraopeba. Os valores registados de maior acidez dos solos, não correspondem a teores orgânicos mais elevados nas amostras dos solos, pelo que, os valores mais baixos de pH poderão estar relacionados com 1) pobreza na concentração de bases no material de origem, ou lavagem de elementos básicos como K, Ca, Mg e Na, entre outros, 2) plantação de culturas e adubações do solo, que podem acentuar a acidez do solo, devido à remoção de bases da superfície dos colóides do solo, 3) a natureza mais ácida da matéria orgânica associada às partículas minerais, 4) com os teores de óxidos de ferro e/ou alumínio e/ou 5) com os teores de hidrogénio e alumínio de troca adsorvidos na superfície dos minerais argilosos (Fonseca, 2002 a; Oliveira *et al.* 2005).

### 8.2.2 Eh

O Potencial de Oxidação-Redução (Eh) do solo mede o seu estado de oxidação, sendo maior em solos bem arejados (400 – 700 mV) e podendo atingir -250 mV em solos muito anaeróbios (Varenes, 2002).

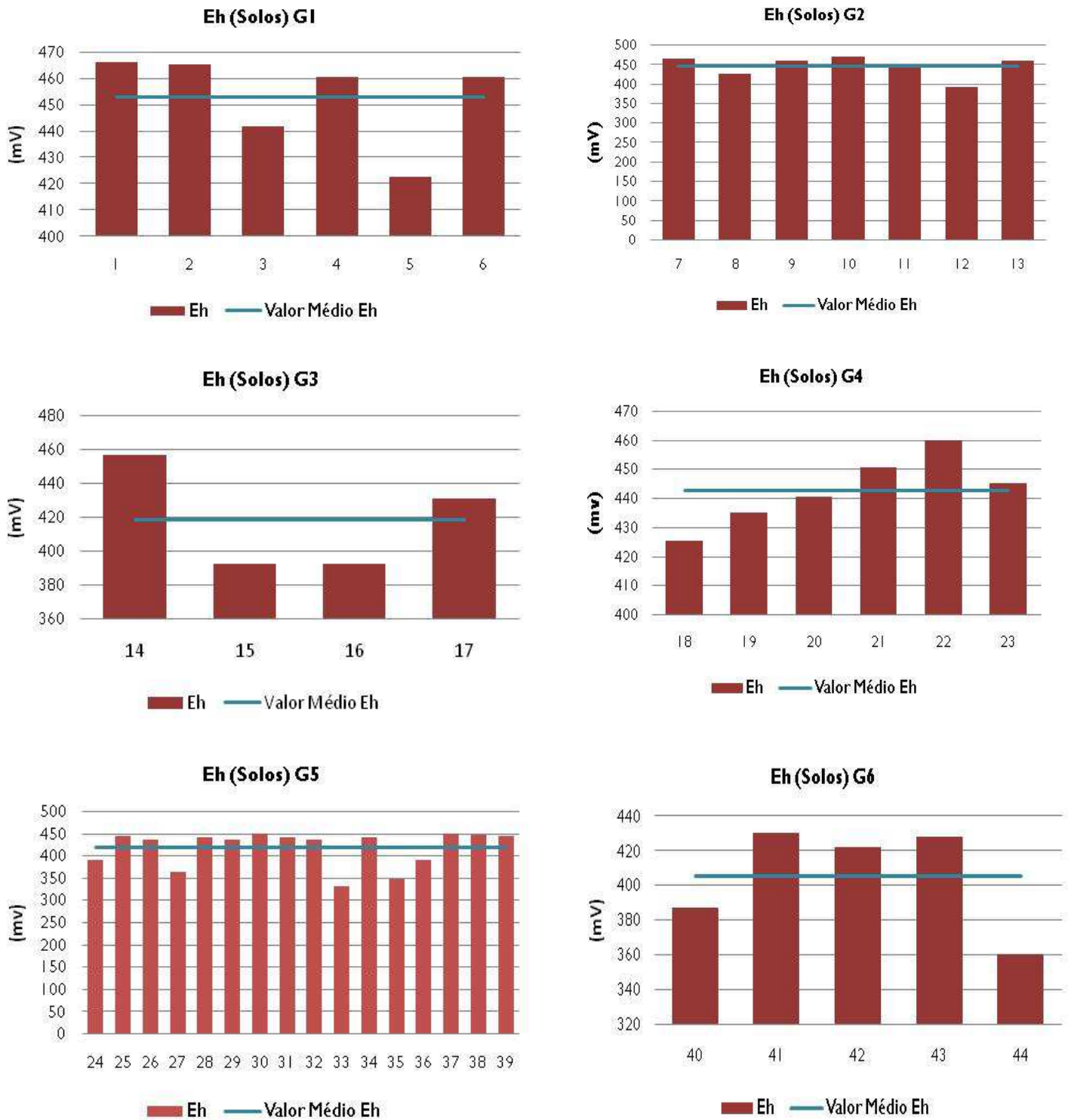
Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo V.

Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, dos valores do Potencial de Oxidação-Redução, obtidos para cada grupo de amostras, encontram-se representados na Tabela 8.2.

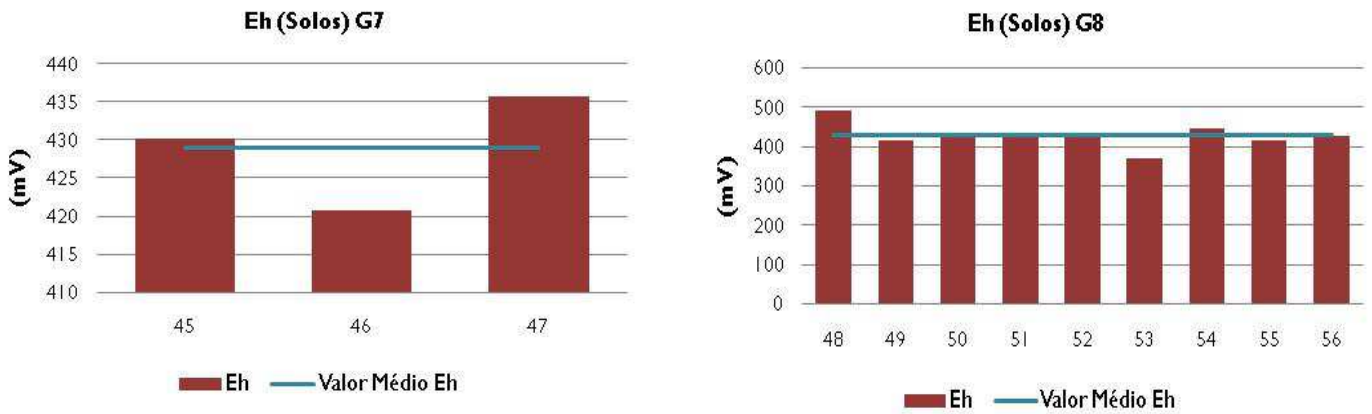
**Tabela 8.2** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do Eh (mV) dos 8 Grupos de solos analisados na Bacia do Alto Paraopeba.

Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	453,10	466,40	422,60	17,40
G2	445,80	471,20	392,10	27,87
G3	418,45	457,30	392,60	31,60
G4	442,63	459,80	425,20	12,06
G5	417,92	449,80	332,70	39,49
G6	405,58	430,40	360,40	30,79
G7	428,93	435,70	420,90	7,48
G8	429,51	494,10	369,90	32,36

Os valores de Eh (mV) obtidos para cada grupo de solos encontram-se representados nos seguintes gráficos de barras (Figura 8.3 a) e b)):

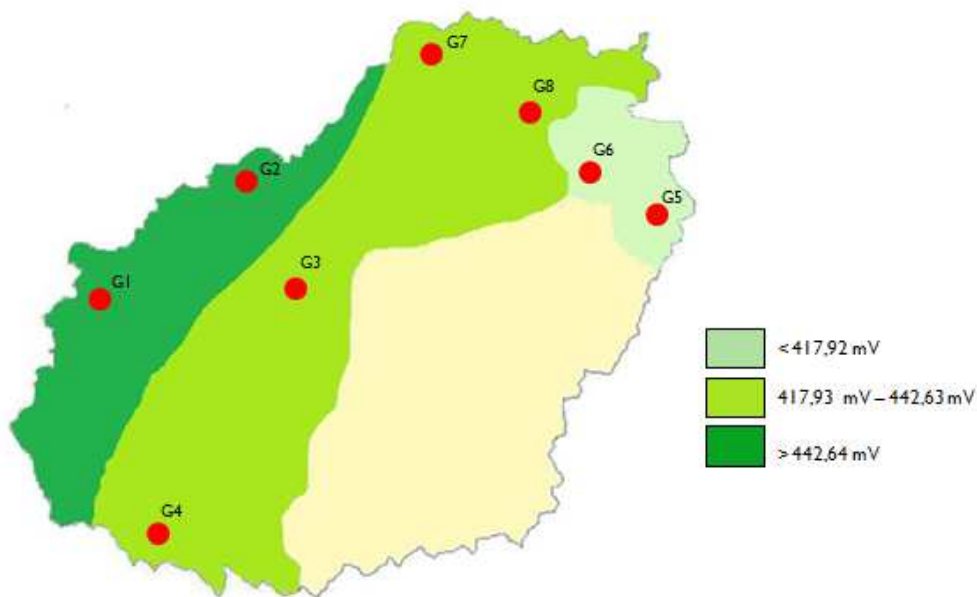


**Figura 8.3 a)** - Valores de Eh (Solo) obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.



**Figura 8.3 b)** - Valores de Eh (Solo) obtidos para os Grupos G7 e G8 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.

Considerando os valores médios de Eh (Solo) obtidos para cada grupo de amostras, elaborou-se a seguinte distribuição espacial:



**Figura 8.4** – Distribuição espacial dos valores médios de Eh (mV) (solo) nos grupos de solos analisados na Bacia do Alto Paraopeba.

De acordo com os valores de Eh (mV) obtidos, todos os solos da zona de amostragem são considerados solos bem drenados.

## 8.3. Geoquímica dos Nutrientes

### 8.3.1. Matéria Orgânica

#### 8.3.1.1. Introdução

Os principais constituintes orgânicos do solo são restos de plantas e outros organismos, em estado mais ou menos avançado de alteração (devida principalmente à actividade de microorganismos) (Botelho da Costa, 1995) incluindo substâncias húmicas, as quais, devido à sua constituição e estrutura, afectam as propriedades físicas e químicas dos materiais onde estão incorporados, representando uma das fracções mais activas e desempenhando um papel muito importante no crescimento vegetal (Fonseca, 2002 a). Para a produtividade do solo, é fundamental manter um teor elevado de matéria orgânica facilmente decomponível. As moléculas mais lábeis são uma fonte acessível de alimento para os microrganismos do solo e constituem uma importante fonte de nutrientes, uma vez que fornecem ao solo 95% de azoto (quase todo o que eles contêm) e, em menor quantidade, fósforo (5 a 60%) e enxofre total (10 a 80%) (Botelho da Costa, 1995).

Também são responsáveis por efeitos benéficos na estrutura do solo, de que resulta (1) melhor arejamento e infiltração de água, (2) maior facilidade de mobilização.

Um maior retorno aos solos de matéria orgânica, além dos referidos efeitos sobre a estabilidade dos agregados e a fertilidade, vai também traduzir-se numa gradual acumulação de substâncias húmicas, de que irá resultar uma maior capacidade de retenção de água e nutrientes no solo (Varenes, 2005).

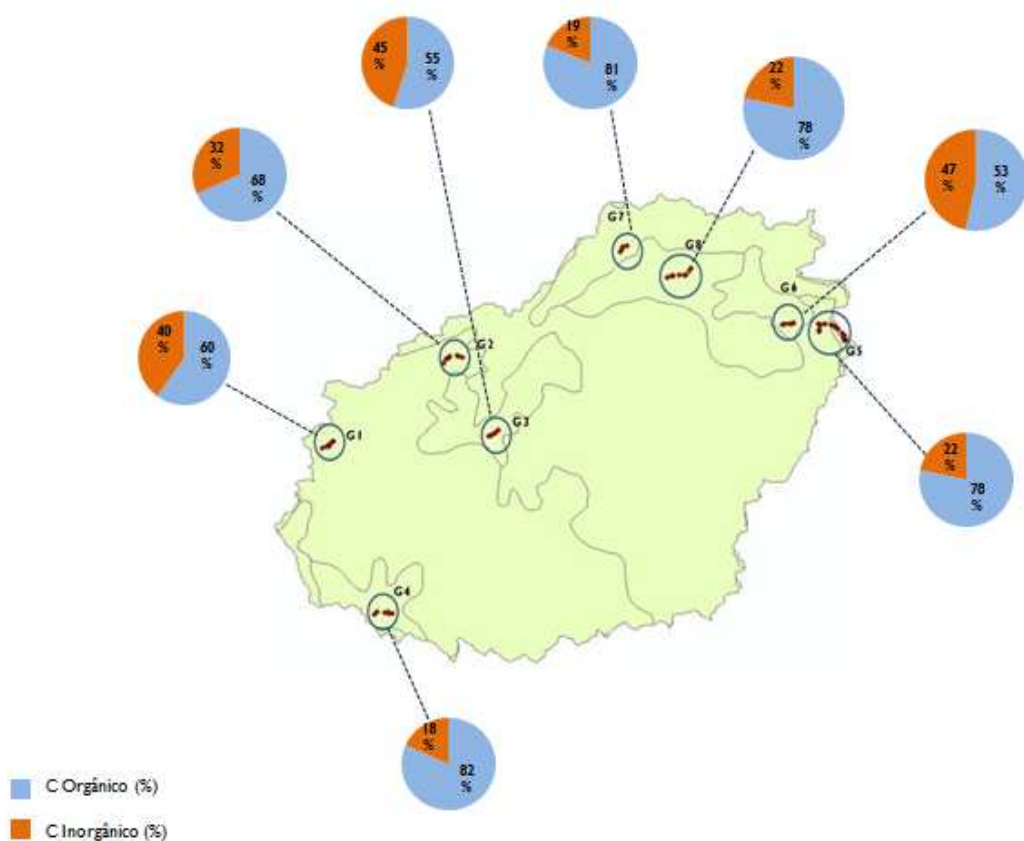
Alguns compostos orgânicos participam na meteorização da matéria mineral. Neste sentido, o ião oxalato ( $C_2O_4^{2-}$ ) que resulta do metabolismo de determinados fungos e forma no solo um oxalato insolúvel  $CaC_2O_4$ , participa em algumas reacções químicas de meteorização, mobilizando elementos metálicos e favorecendo a sua acessibilidade, como nutrientes aos organismos vivos (Doménech, 1995). Este último mecanismo tem particular importância nos sedimentos das albufeiras, dado que, ao afectar a mobilidade destes elementos, evita assim a contaminação das águas (Fonseca, 2002 a).

#### 8.3.1.2. Matéria Orgânica no solo

Dada a importância da matéria orgânica (1) no crescimento vegetal, para a avaliação da produtividade dos solos agrícolas e (2) nos efeitos sobre a eutrofização de ecossistemas

aquáticos, no presente trabalho foram analisados os teores deste parâmetro, sob a forma de carbono orgânico e carbono inorgânico, para cada grupo de amostras de solo.

Os resultados médios obtidos em cada grupo de amostras para a proporção deste elemento sobre a forma orgânica e inorgânica, foram projectados na Figura 8.5.



**Figura 8.5** – Distribuição espacial dos valores médios da proporção entre carbono orgânico e inorgânico, em cada grupo de amostras de solo.

De forma a efectuar uma análise comparativa mais detalhada, apresentam-se na seguinte tabela (Tabela 8.3) os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do carbono orgânico e inorgânico de cada grupo de amostras de solos da campanha de amostragem realizada.

Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo VI.

**Tabela 8.3** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de  $C_{org}$  (%) e  $C_{inorg}$  (%) obtidos para os solos da Bacia do Alto Paraopeba.

Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
<b><math>C_{org}</math></b>				
G1	1,17	1,59	1,02	0,21
G2	1,50	2,37	0,84	0,54
G3	1,65	2,09	1,27	0,34
G4	2,04	5,55	0,92	1,75
G5	2,06	3,04	0,82	0,60
G6	1,54	2,94	0,00	1,07
G7	1,42	2,86	0,17	1,35
G8	1,47	2,84	0,39	0,86
<b><math>C_{inorg}</math></b>				
G1	0,78	1,55	0,41	0,44
G2	0,69	1,74	0,09	0,52
G3	1,35	4,09	0,14	1,84
G4	0,46	1,28	0,01	0,51
G5	0,57	1,05	0,06	0,31
G6	1,35	3,96	0,09	1,59
G7	0,33	0,78	0,09	0,39
G8	0,41	0,71	0,07	0,24

No caso do carbono orgânico, os valores mais elevados registaram-se nos grupos de amostras G4 e G5, que coincidem com zonas de pastagem natural e os menores valores em zonas próximas de áreas urbanas (como por exemplo G1).

No caso do carbono inorgânico, os valores mais elevados registaram-se nos grupos de amostras G3 e G6. No grupo G3, o valor mais elevado registou-se na amostra 16 (4,09%), recolhida numa zona de cerrado, com grandes sulcos no solo, provocados pela erosão. No grupo de amostras G6, o valor mais elevado registou-se na amostra 42 (2,94%), recolhida numa zona de cerrado, próxima da área urbana de Ouro Branco.

A matéria orgânica, obtém-se por multiplicação das %  $C_{org}$ , por um factor 1,724, conforme indicado em 7.3.4.

De forma a efectuar uma análise comparativa mais detalhada, apresentam-se na seguinte tabela (Tabela 8.4) os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de matéria orgânica, obtida para cada grupo de solos da campanha de amostragem realizada.

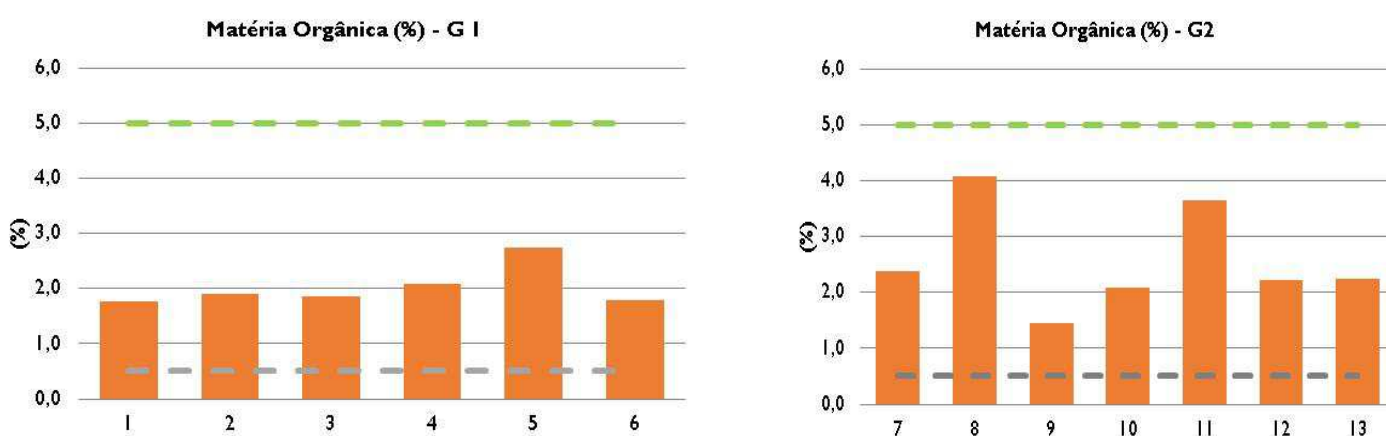


Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo VII.

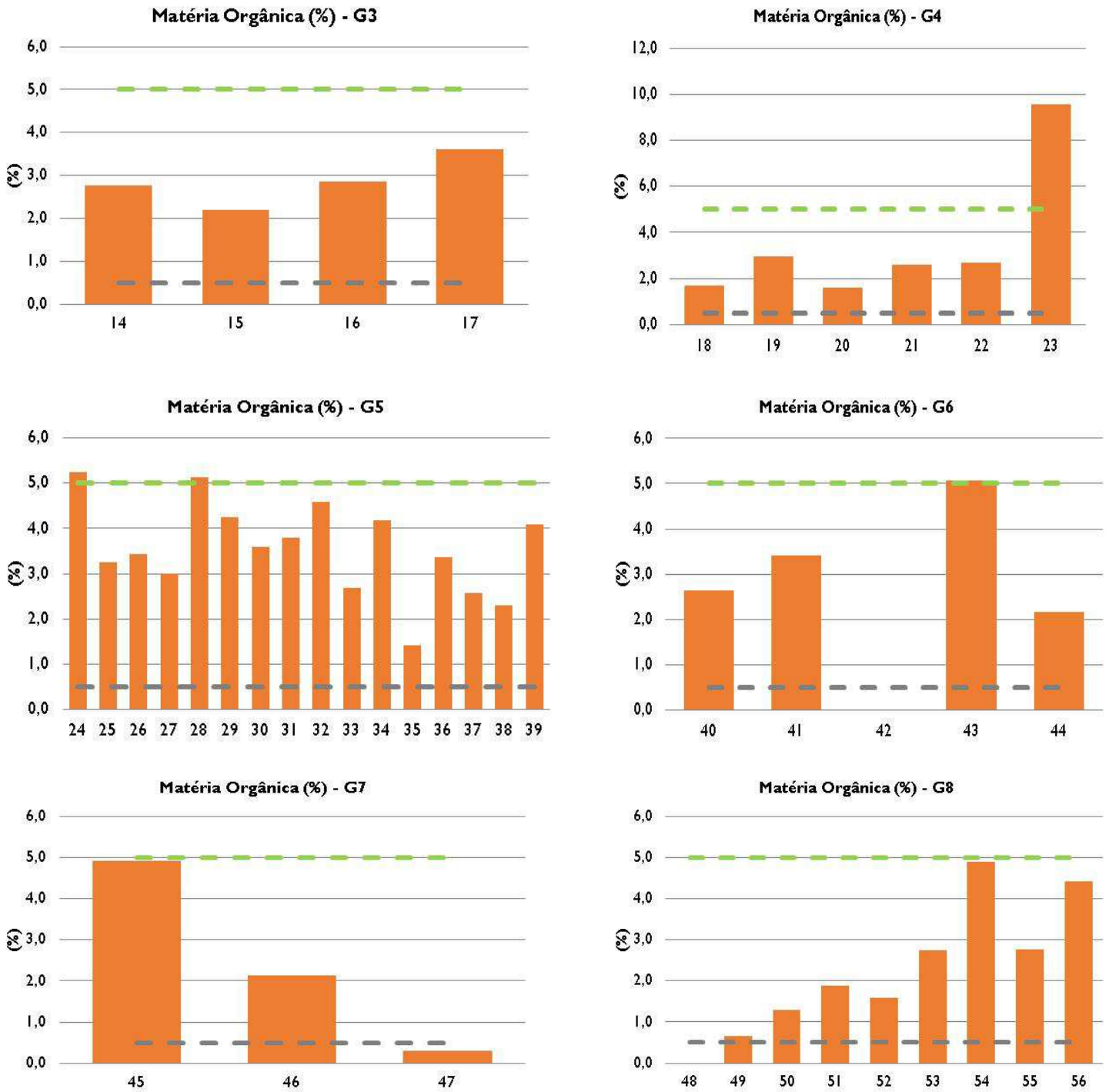
**Tabela 8.4** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de Matéria Orgânica (%) dos solos da Bacia do Alto Paraopeba.

Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	2,02	2,73	1,76	0,37
G2	2,59	4,09	1,46	0,93
G3	2,85	3,61	2,18	0,58
G4	3,51	9,57	1,59	3,02
G5	3,55	5,24	1,41	1,03
G6	2,66	5,07	0,00	1,85
G7	2,45	4,92	0,30	2,33
G8	2,53	4,89	0,67	1,49

Face aos limites expostos por diversos autores (Donahue *et al.* 1983; Santos, 1991) como horizontes superficiais dos solos minerais (0,5% - 5,0%), os teores de matéria orgânica na generalidade dos solos, enquadram-se entre os valores médios (Figura 8.6 a) e b)).



**Figura 8.6 (a)** - Representação gráfica dos teores de matéria orgânica dos solos dos Grupos G1 e G2. As linhas a tracejado representam o intervalo de valores considerados médios para diferentes tipos de solos minerais, de acordo com diversos autores (Donahue *et al.* 1983; Santos, 1991)



**Figura 8.6 (b)** – Representação gráfica dos teores de matéria orgânica dos solos dos Grupos G3 a G8 . As linhas a tracejado representam o intervalo de valores considerados médios para diferentes tipos de solos minerais, de acordo com diversos autores (Donahue *et al.* 1983; Santos, 1991).

O valor mais elevado de matéria orgânica obteve-se na amostra 23 (Grupo 4), recolhida numa zona de pastagem natural. Efectivamente, os maiores valores de matéria orgânica registaram-se

em zonas com tipo de uso do solo dominado por pastagens naturais, como no Grupo de amostras 5.

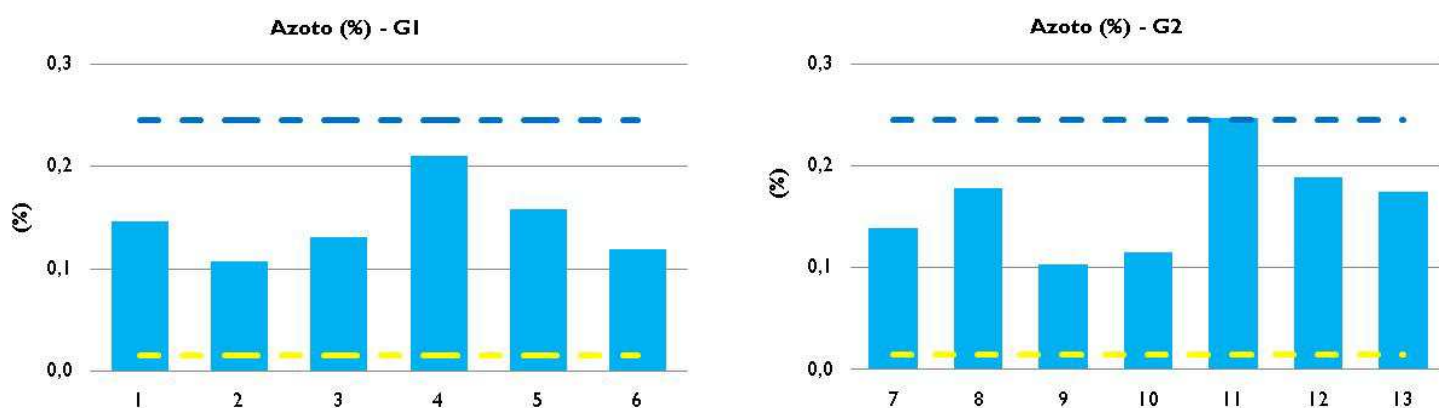
### 8.3.2. Azoto

#### 8.3.2.1. Introdução

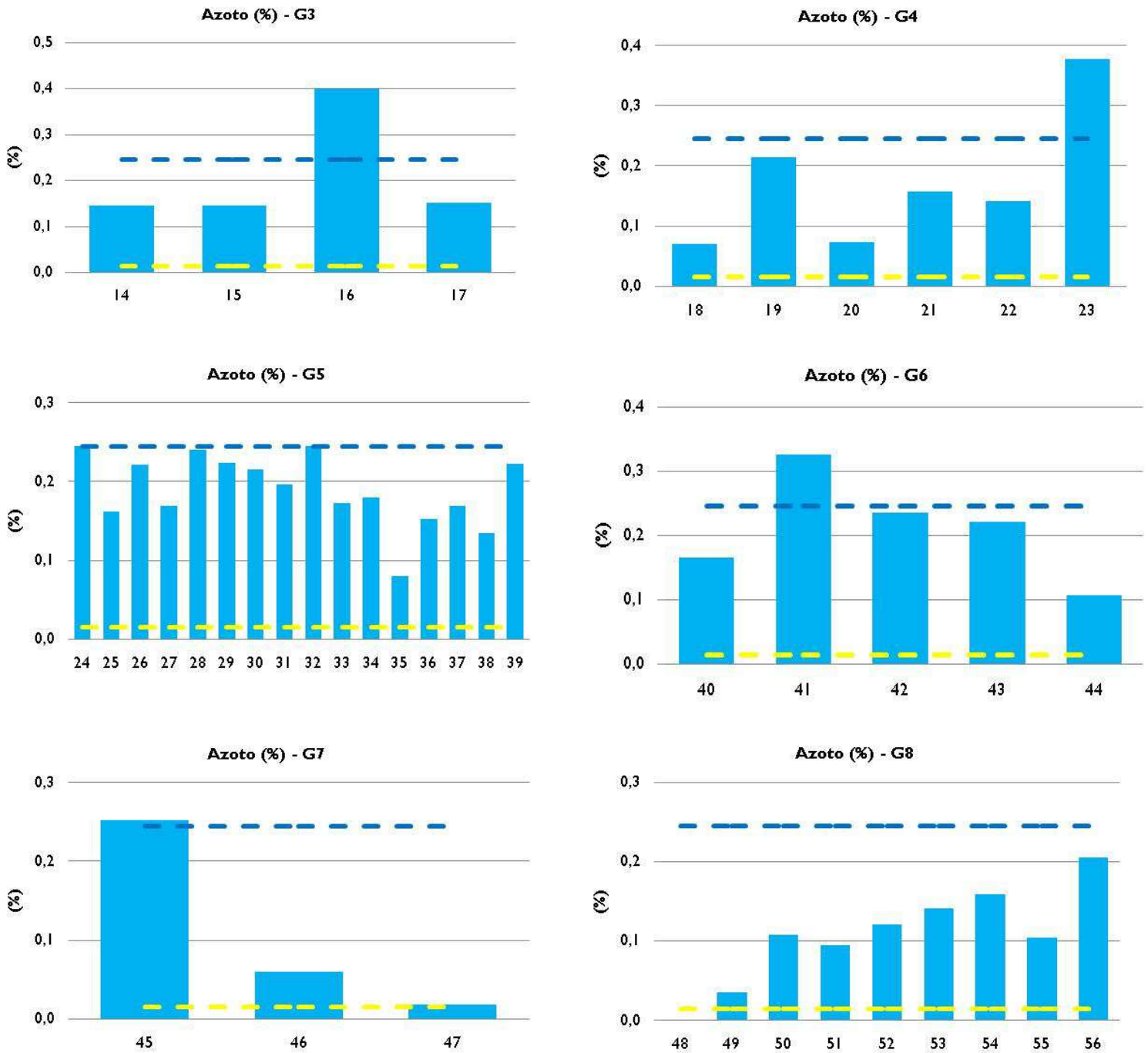
O azoto é o constituinte principal de compostos e complexos organominerais de interesse vital para as plantas e é um elemento indispensável para permitir o rápido crescimento da população microbiana essencial à decomposição dos compostos orgânicos. A sua presença no solo é da maior importância para o desenvolvimento vegetal e um adequado teor está associado a um crescimento vegetativo vigoroso (Santos, 1991; Fonseca, 2002 a).

#### 8.3.2.2. Azoto no solo

Os solos, com excepção de algumas amostras com baixa percentagem de azoto (amostras 18, 35, 46, 47 e 49) apresentam, no geral, teores de azoto total elevados (compreendidos entre 0,02% e 0,40%), por vezes superiores aos valores considerados comuns em solos agrícolas (que se situam entre 0,02% e 0,25%), de acordo com Donahue *et al.* (1983) e Santos (1991) (Figura 8.7 a) e b)), não sendo contudo, considerados demasiado elevados, facto que poderia levantar inconvenientes à produção vegetal, ao provocar a diminuição da disponibilidade de outros nutrientes (Fonseca, 2002 a).



**Figura 8.7 (a)** – Representação gráfica dos teores de azoto dos solos dos Grupos G1 e G2. As linhas a tracejado representam o intervalo de valores considerados médios para diferentes tipos de solos de acordo com diversos autores (Donahue *et al.* 1983; Santos, 1991).



**Figura 8.7 (b)** – Representação gráfica dos teores de azoto dos solos dos Grups G3 a G8. As linhas a tracejado representam o intervalo de valores considerados médios para diferentes tipos de solos de acordo com diversos autores (Donahue *et al.* 1983; Santos, 1991).

De forma a efectuar uma análise comparativa mais detalhada, apresentam-se na seguinte tabela (Tabela 8.5) os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de azoto (%) obtidos para os solos da campanha de amostragem realizada.

Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo VIII.

**Tabela 8.5** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de Azoto (%) dos solos da Bacia do Alto Paraopeba.

Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	0,15	0,22	0,11	0,04
G2	0,17	0,25	0,11	0,05
G3	0,22	0,40	0,15	0,13
G4	0,18	0,38	0,08	0,11
G5	0,19	0,25	0,08	0,05
G6	0,22	0,33	0,11	0,08
G7	0,12	0,26	0,02	0,12
G8	0,13	0,21	0,04	0,5

O valor mais elevado de azoto obteve-se na amostra 16 (Grupo 3), recolhida numa zona de cerrado, possuindo grandes sulcos causados pela erosão.

Os maiores valores de azoto registaram-se, à semelhança dos teores de matéria orgânica, em zonas com tipo de uso do solo dominado por pastagens naturais (amostras do Grupo 5), demonstrando a relação deste elemento com a matéria orgânica do solo (Teixeira *et al.* 2010; Sato, 2013).

A dinâmica do azoto no solo é semelhante à do carbono pois, na sua grande maioria encontra-se no solo na forma orgânica, numa percentagem aproximada a 95%.

Os ciclos biogeoquímicos do carbono e do azoto encontram-se relacionados, uma vez que o azoto actua como modelador do ciclo do carbono, em função da decomposição dos substratos do solo. A relação carbono/azoto interfere na decomposição dos materiais, pois quanto mais avançada for a decomposição, menor será a relação entre estes dois elementos, significando que maior será o teor de azoto no solo (Teixeira *et al.* 2010; Sato, 2013).

Para além disso, o azoto também é um importante indicador de qualidade do solo, devido à sua sensibilidade às alterações das condições ambientais, em consequência dos inúmeros processos químicos e biológicos que controlam a sua disponibilidade e perda (Sato, 2013).

### 8.3.3. Enxofre

#### 8.3.1.1. Introdução

Estima-se que o enxofre seja o nono elemento mais abundante no planeta. Geralmente encontra-se na forma de sulfuretos, sulfatos e mesmo como enxofre elementar. Depois do oxigénio e do silício, é o constituinte mais abundante dos minerais. Como enxofre livre na natureza, ocorre principalmente em depósitos vulcânicos ou sedimentares. Encontra-se também no carvão, petróleo e gás natural, sob a forma de compostos orgânicos (Rheinheimer *et al.* 2005; Stipp & Casarin, 2010).

Nas plantas, o enxofre desempenha uma importante função no seu metabolismo e conseqüentemente no seu ciclo vital. Moléculas contendo enxofre participam na estrutura de aminoácidos essenciais, da clorofila, enzimas e coenzimas, além de participar de diversos processos metabólicos, como a activação enzimática. Solos intensamente cultivados onde se utilizam fertilizantes com formulações sem enxofre, podem apresentar baixa disponibilidade deste nutriente (Fernandes *et al.* 2007).

O enxofre é utilizado por todos os organismos vivos, tanto na forma orgânica como na inorgânica. O sulfato é reduzido para grupos sulfidrilo (-SH) durante a síntese de proteínas, com produção de oxigénio, que é utilizado nas reacções oxidativas do metabolismo. A decomposição da matéria orgânica com enxofre de origem proteica e a redução anaeróbia do sulfato nas águas estratificadas contribuem para modificar as condições que afectam acentuadamente os ciclos dos outros nutrientes, a produtividade do ecossistema e a distribuição dos biota (Wetzel, 1993; Varennes, 2003).

O teor de matéria orgânica no solo e a taxa de transformações operadas pelos microrganismos determinam a quantidade de enxofre disponível (Wetzel, 1993; Varennes, 2003).

#### 8.3.1.2. Enxofre nos solos

Em todas as amostras de solo analisadas, os teores deste elemento encontram-se abaixo do limite de detecção do equipamento, nomeadamente, 0,015 (%).

As reservas de enxofre orgânico nos solos sem a interface do homem dependem basicamente dos teores e tipos de minerais argilosos e óxidos, os quais protegem a matéria orgânica de actividade microbiana e das condições ambientais que retardam ou aceleram a actividade biológica. A disponibilidade do enxofre orgânico para as plantas depende da sua transformação

para formas inorgânicas, quase que exclusivamente na forma de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) em condições aeróbias, o qual é retido pelos grupos funcionais dos colóides inorgânicos do solo. Desta forma, a quantidade de  $\text{SO}_4^{2-}$  disponível às plantas depende da quantidade de grupos funcionais com capacidade em absorvê-lo (Fernandes *et al.* 2007).

Os teores de enxofre nos solos podem variar entre 0,002% e 3,5%. Os valores mais elevados ocorrem em solos alcalinos ou calcários, principalmente em regiões secas, devido à acumulação de sulfatos, sendo o teor deste elemento inferior a 0,1%, em solos não calcários (Fernandes *et al.* 2007).

Actualmente no Brasil, o enxofre tornou-se um nutriente limitante na produção das culturas. De acordo com Stipp & Casarin (2010) as razões para este aumento na sua necessidade incluem: 1) baixo teor nos solos tropicais, principalmente nos latossolos e argissolos; 2) aumento da produção de culturas que requerem maiores quantidades de enxofre; 3) aumento da utilização de adubos concentrados que contém pouco ou nenhum enxofre; 4) redução das quantidades de enxofre atmosférico proveniente da precipitação, devido a um menor consumo de combustíveis fósseis; 5) menor consumo de pesticidas contendo enxofre e 6) redução das reservas de enxofre no solo devida às perdas de matéria orgânica originadas pela mineralização e erosão.

As transformações de enxofre no solo são controladas por processos bióticos e abióticos. As transformações bióticas encontram-se relacionadas com processos de mineralização, imobilização, oxidação-redução e assimilação de enxofre pela planta, enquanto que, os processos abióticos ocorrem em função da adsorção, desadsorção, precipitação e dissolução de enxofre inorgânico. Em condições aeróbias, o anião  $\text{SO}_4^{2-}$  é a forma mineral de enxofre predominantemente encontrada no solo e também a principal forma do elemento absorvida pelas plantas.

A baixa concentração deste elemento nos solos analisados poderá estar relacionada: 1) com solos originários da sua formação pobres neste elemento como é o caso dos solos aflorantes nesta região (argissolos, cambissolos, latossolos e neossolos litólicos); esta deficiência pode intensificar no caso de ocorrer elevada meteorização e lixiviação do nutriente sobretudo se, simultaneamente, a deposição a partir da atmosfera for baixa, 2) com o uso da calagem do solo, que aumenta o número de cargas negativas do complexo de troca do solo, resultando numa maior repulsão dos iões sulfato e originando o seu deslocamento no perfil do solo para zonas mais profundas, 3) como resultado da aplicação de fosfatos na adubação, que ocupam preferencialmente as posições de troca que seriam ocupadas por sulfatos e 4) com a utilização

de fertilizantes minerais mais ricos em azoto e fósforo, mas pobres em enxofre (Varenes, 2002; Fernandes *et al.* 2007).

Esta relação torna-se mais acentuada em regiões tropicais pouco industrializadas e afastadas do mar (Varenes, 2002) e em áreas sujeitas a queimadas anuais, como acontece nas regiões dos cerrados brasileiros com pastagens naturais, que causam uma expressiva volatilização do enxofre contido no material vegetal, agravando as deficiências deste nutriente a curto e médio prazo (Fernandes *et al.* 2007).

### 8.3.4. Fósforo

#### 8.3.4.1. Introdução

Do ponto de vista de fertilidade, o fósforo é um dos constituintes essenciais de todas as células vivas e entra na composição dos grupos mais importantes para o metabolismo das plantas (Santos, 1991; Fonseca *a*, 2002). Segundo diversos autores (Wetzel, 1993; Martins, 2005) a importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: 1) armazenamento de energia, 2) formação de uma fracção essencial na molécula de ATP e 3) estruturação da membrana celular, através de fosfolípidos.

O fósforo de interesse agronómico ou ambiental, ocorrente no solo, é constituído principalmente por compostos derivados do ácido ortofosfórico. Os minerais primários fosfatados, são libertados durante a meteorização, resultando em minerais secundários, mais estáveis, ou incorporados a compostos orgânicos (Santos *et al.* 2008).

A dinâmica do fósforo no solo encontra-se associada a factores ambientais que controlam a actividade dos microrganismos, os quais imobilizam ou libertam iões ortofosfato e, às propriedades físicas, químicas e mineralógicas do solo. Desta forma, em solos jovens e moderadamente meteorizados, ainda existe fósforo nos minerais primários, no entanto a maior parte deste elemento encontra-se na forma orgânica, ou na forma mineral, adsorvido aos minerais secundários (Eberhardt *et al.* 2008; Santos *et al.* 2008). Nos solos muito meteorizados, como os latossolos, predominam as formas inorgânicas ligadas à fracção mineral e as formas orgânicas estabilizadas química e fisicamente. De acordo com o maior ou menor grau de estabilidade destes compostos, são denominados como lábeis e não lábeis. A fracção lábil é representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de serem repostos rapidamente na solução do solo, quando estes compostos são absorvidos pelas plantas ou microrganismos. Desta forma, as fracções mais lábeis, encontram-se dependentes do grau de



alteração do solo, da mineralogia, da textura, do teor de matéria orgânica, das características físicas e químicas, da actividade biológica e da vegetação predominante (Eberhardt et al. 2008; Santos et al. 2008).

Assim, os processos biológicos transformam os fosfatos naturais em formas orgânicas e inorgânicas estáveis e transferem o fósforo entre os compartimentos do ambiente (Santos et al. 2008).

Nos ecossistemas aquáticos, o fósforo retido nos sedimentos é um elemento chave para a eutrofização. As principais fontes de fósforo nos ecossistemas aquáticos são os esgotos domésticos e industriais. Convém no entanto referir que no Brasil, a ocorrência de processos erosivos, arrastando pesticidas, adubos e outros para os cursos de água, é uma fonte considerável de fósforo, uma vez que na agricultura se utilizam fertilizantes químicos muito ricos em ortofosfatos (Martins, 2005), dadas as características químicas dos solos geralmente ricos em óxidos de ferro, que imobilizam o fósforo, tornando-o indisponível para a assimilação pelas plantas.

#### 8.3.4.2. Fósforo Assimilável

De uma forma geral, os teores de fósforo assimilável (que representa a forma de fósforo mais facilmente disponível para as plantas) na zona de estudo são geralmente baixos, compreendidos entre 5,10 mg/kg (amostra de solo 47) e 106,20 mg/kg (amostra de solo 43).

Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo IX.

Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, dos valores de fósforo assimilável obtidos para cada grupo de amostras, encontram-se representados na Tabela 8.6.

**Tabela 8.6** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do fósforo assimilável (mg/kg) dos solos da Bacia do Alto Paraopeba.

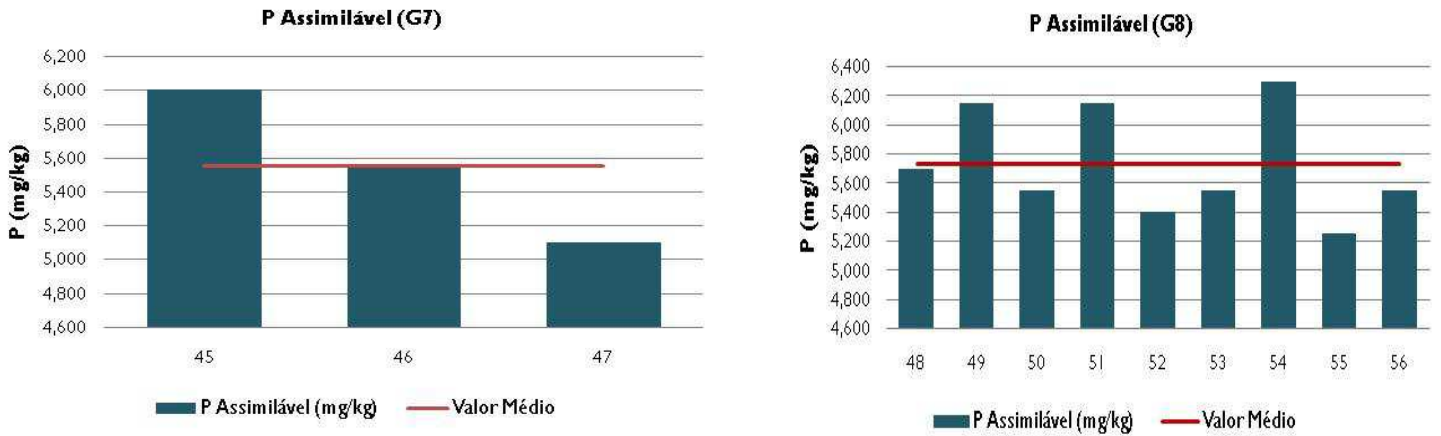
Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	6,00	7,35	5,40	0,73
G2	7,11	8,10	5,85	0,83
G3	6,04	7,20	5,40	0,82
G4	6,30	8,70	5,55	1,20
G5	6,58	11,40	5,25	1,85
G6	28,20	106,20	5,40	43,93
G7	5,55	6,00	5,10	0,45

G8	5,73	6,30	5,25	0,37
----	------	------	------	------

Os valores obtidos para cada grupo de solos encontram-se representados nos seguintes gráficos de barras (Figura 8.8 a) e b):

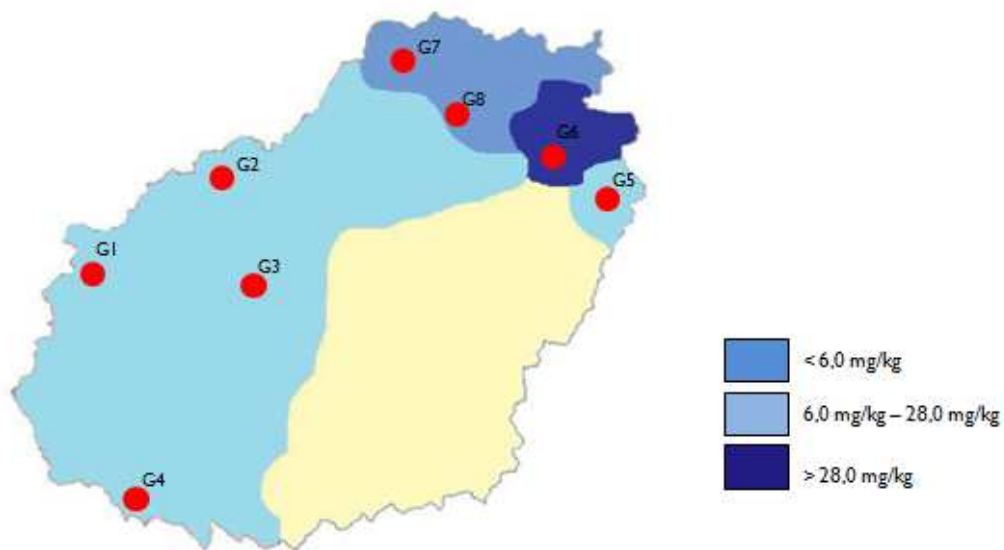


**Figura 8.8 a)** - Valores de P assimilável obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.



**Figura 8.8 b)** - Valores de P assimilável obtidos para os Grupos G7 e G8 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.

Considerando os valores médios de P assimilável obtidos para cada grupo de amostras, elaborou-se a seguinte distribuição espacial:



**Figura 8.9** – Distribuição espacial dos valores médios de P assimilável nos grupos de solos da Bacia do Alto Paraopeba.

Face aos resultados obtidos, considera-se importante referir que o Grupo 6 é constituído por amostras de solos recolhidas na área urbana de Ouro Branco, tratando-se de solos possivelmente expostos à acumulação não adequada de resíduos sólidos urbanos e águas residuais, que poderão explicar os elevados valores de P assimilável obtidos nestas amostras.

### 8.3.4.3. Fósforo Solúvel

De uma forma geral, os teores de fósforo solúvel em água na zona de estudo são elevados, obtendo-se os maiores valores nos solos dos Grupos 2, 5, 6 e 8 (valor médio obtido para os grupos de amostras de 239,96 mg/kg, 188,44 mg/kg, 307,50 mg/kg e 200,62 mg/kg, respectivamente). Os valores mais baixos registaram-se nos solos do Grupo 7 (valor médio obtido para os grupos de amostras de 8,80 mg/kg).

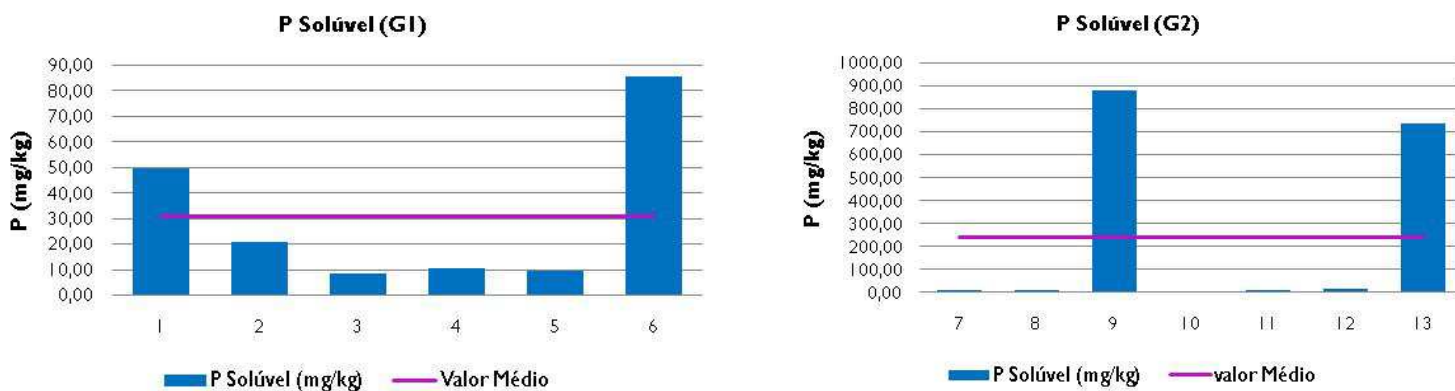
Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo X.

Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, dos valores de fósforo solúvel obtidos para cada grupo de amostras, encontram-se representados na Tabela 8.7.

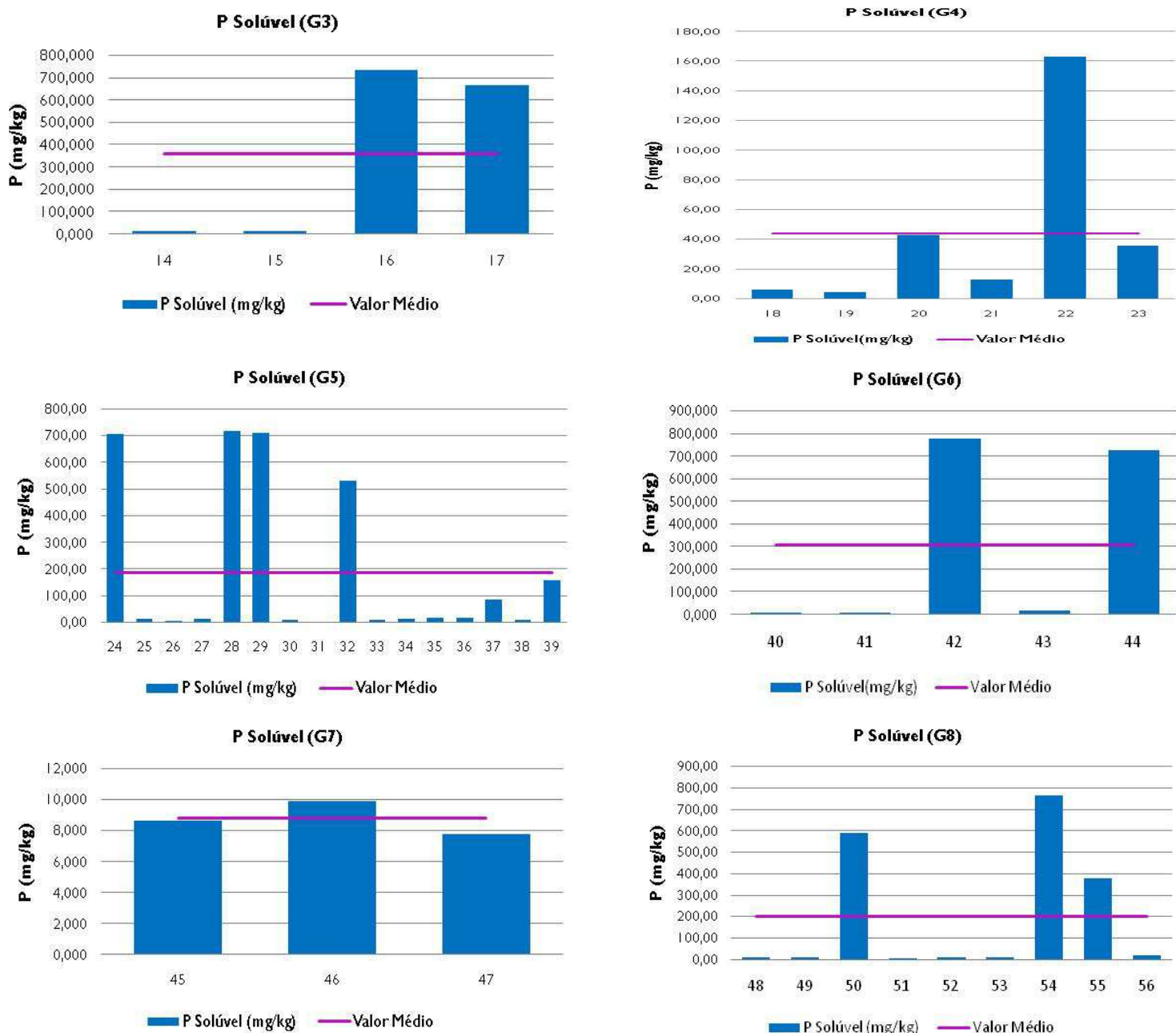
**Tabela 8.7** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do fósforo solúvel dos solos da Bacia do Alto Paraopeba.

Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	30,88	85,50	8,85	30,87
G2	239,96	881,25	7,65	391,36
G3	359,78	738,0	13,05	399,13
G4	44,0	163,20	4,05	60,51
G5	188,44	716,25	1,80	289,64
G6	307,50	779,25	7,05	407,13
G7	8,80	9,90	7,80	1,05
G8	200,62	768,0	6,60	300,61

Os valores obtidos para cada grupo de solos encontram-se representados nos seguintes gráficos de barras (Figura 8.10 a) e b):

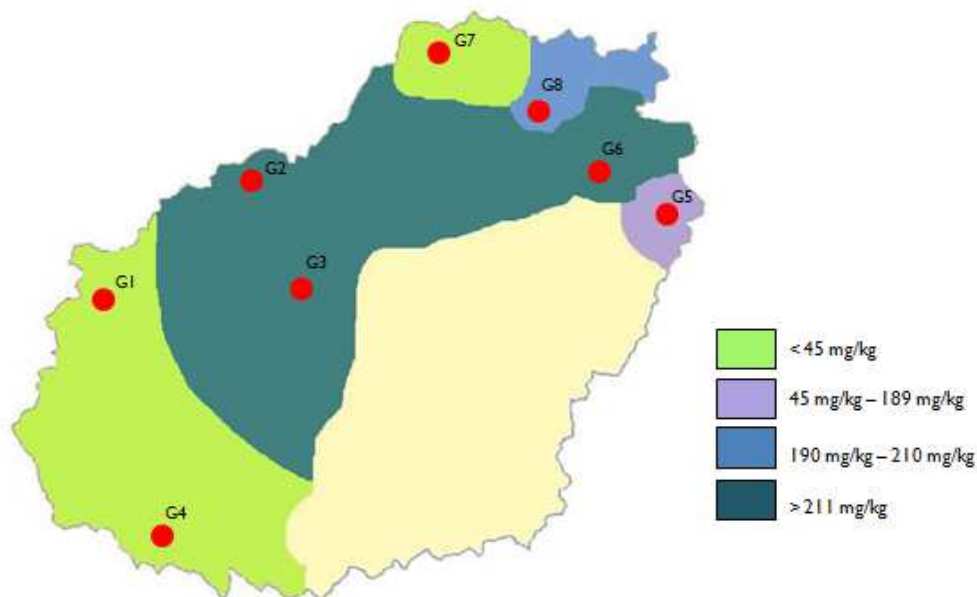


**Figura 8.10 a)** - Valores de P solúvel obtidos para os Grupos G1 e G2 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.



**Figura 8.10 b)** - Valores de P solúvel obtidos para os Grupos G3 a G8 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.

Considerando os valores médios de P Solúvel obtidos para cada grupo de amostras, elaborou-se a seguinte distribuição espacial (Figura 8.11):



**Figura 8.11** – Distribuição espacial dos valores médios de P solúvel nos grupos de solos da Bacia do Alto Paraopeba.

**a) Relação do fósforo com as propriedades químicas do solo:**

De uma forma geral, os teores de fósforo assimilável na zona de estudo são geralmente baixos, sendo estes resultados coincidentes com os estudos realizados por alguns autores (Guilherme *et al.* 2000; Eberhardt *et al.* 2008) que referem que os baixos valores de fósforo assimilável encontrado, reforça a ideia de que o fósforo é um dos factores restritivos ao desenvolvimento agronómico adequado, tornando-se um factor limitante, nos solos de Minas Gerais.

Pelo contrário, para os teores de fósforo solúvel em água, obtiveram-se valores bastante elevados, em algumas amostras, o que em princípio, poderá parecer incongruente. Como é possível constatar através da observação das Figuras 8.2 e 8.11 em algumas amostras como as do Grupo 6, os valores da solubilidade do fósforo tendem a aumentar, acompanhando o aumento do pH, uma vez que em pH ácido, ocorre uma maior retenção de fósforo no sedimento.

De acordo com os resultados obtidos por Guilherme *et al.* (2000) para solos de Minas Gerais, quando o solo é submerso, estabelecem-se condições de redução, ocorrendo um aumento na concentração de fósforo solúvel em água. Este aumento da disponibilidade de fósforo em solos ácidos, quando inundados, resulta de: 1) hidrólise dos fosfatos de  $\text{Fe}^{3+}$  e de  $\text{Al}^{3+}$ , 2) libertação

do fósforo ligado por troca iónica às argilas silicatadas e aos óxidos e hidróxidos de  $\text{Fe}^{3+}$  e de  $\text{Al}^{3+}$ , 3) redução do  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$  com libertação do fósforo adsorvido ou quimicamente ligado. Com a inundação do solo, os fosfatos de alumínio, estáveis a pH baixo, dissociam-se a partir de pH aproximadamente de 5,3, libertando iões  $\text{HPO}_4^{2-}$  para a solução do solo. Adicionalmente, o aumento do pH resulta na diminuição das cargas positivas dos colóides do solo, com diminuição da adsorção de aniões e, conseqüentemente, aumento da concentração de  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Considerando que a campanha de amostragem dos solos decorreu em Novembro, na época de chuva, a situação descrita anteriormente poderá explicar os elevados valores de fósforo solúvel em algumas amostras.

Por outro lado, os solos analisados possuem elevados teores de Fe, provenientes principalmente, de óxidos e hidróxidos de ferro, abundantes nos solos de Minas Gerais, devido à acção do Quadrilátero Ferrífero, que retém uma elevada proporção de fósforo total. Efectivamente, de acordo com Guilherme *et al.* (2000), a redução biológica do ferro durante o período de inundação, seguida pela sua oxidação durante o período de secagem, resulta no aumento da reactividade da fracção de óxidos do solo, levando ao aumento da capacidade de absorção do fósforo. Esta maior reactividade favorece a adsorção de fósforo, excepto em situações em que o solo tenha sido adubado recentemente, podendo nestas situações o elemento encontrar-se sob formas extraíveis. Esta última questão poderá explicar o elevado valor obtido na amostra 54 (768,0 mg/kg), recolhida numa zona agrícola preparada para plantio.

A matéria orgânica também retém fósforo, devido a atracções electrostáticas entre o anião ortofosfato e as cargas positivas de alguns radicais orgânicos, a fenómenos de co-adsorção, ou à formação de quelatos. A adsorção de fósforo à matéria orgânica é dependente do pH, sendo maior em condições ácidas. Uma porção importante do fósforo solúvel poderá estar associada a pequenas moléculas orgânicas, daí a existência de um paralelismo na variação dos teores de  $C_{\text{org}}$  e P solúvel em algumas amostras (8, 17, 24, 28, 29, 39 e 54). Outra fracção do fósforo forma complexos com substâncias húmicas solúveis (Varenes, 2003). Contudo, o fósforo, não fica fortemente retido na matéria orgânica, por muito tempo, uma vez que esta irá sofrer decomposição, e porque os minerais dominantes neste tipo de solos, quando associados a teores mais altos de matéria orgânica apresentam baixa capacidade para reter o nutriente, uma vez que: (1) as moléculas de ácidos húmicos que aderem à superfície de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, ou de minerais argilosos do tipo caulinitico, bloqueiam os locais de adsorção de fósforo; (2) as moléculas orgânicas formam por vezes quelatos com o alumínio, ferro e magnésio solúvel impedindo a precipitação do fósforo; (3) a existência de pequenos

aniões orgânicos (como ácidos gordos) compete com o anião ortofosfato para os locais de adsorção (Brady & Weil, 2002; Varennes, 2003).

O paralelismo que se verifica, em alguns solos, entre os teores de P solúvel e a %  $C_{org}$  pode também ser explicado pelo facto de, à semelhança do que se verifica na generalidade dos casos em climas tropicais, a maior parte do P poder ter origem orgânica. E, neste tipo de clima, contrariamente ao que se verifica em sistemas de solos de climas temperados, existem compostos fosfatados orgânicos com elevada solubilidade e de rápida assimilabilidade por microrganismos. Este aspecto poderá explicar o elevado valor obtido para a amostra 12 (881,25 mg/kg), recolhida numa zona de mata, numa zona de relevo de topo.

Neste sentido, os solos 11, 34, 36, 41, 43, 45 e 56, embora possuindo valores elevados de matéria orgânica, não possuem valores elevados de fósforo solúvel, sendo os valores de fósforo obtidos: 95 mg/kg, 14,1 mg/kg, 17,7 mg/kg, 7,2 mg/kg, 17,25 mg/kg, 8,7 mg/kg e 20,1 mg/kg, respectivamente.

Os valores mais elevados de fósforo obtiveram-se nos solos 8, 12, 16, 17, 24, 28, 29, 32, 42, 44, 50 e 54, que possuem elevados teores de Fe e Mn.

Desta forma, verifica-se que do ponto de vista da fertilidade, os solos são pobres, encontrando-se o fósforo retido e não estando disponível para as plantas. No entanto, com a acção da água, este elemento é facilmente lixiviado, tornando-se um contaminante para os ecossistemas aquáticos, onde poderá provocar problemas de eutrofização, tornando ainda maior o défice deste elemento no solo.

### **8.3.5. Potássio**

#### **8.3.5.1. Introdução**

O potássio é normalmente o mais abundante de todos os nutrientes do solo, embora existam grandes variações nos teores ou disponibilidade do nutriente nos diferentes solos.

Este elemento encontra-se presente no solo sob as formas estrutural, não trocável, trocável e em solução, diferindo na acessibilidade para as plantas e existindo reversibilidade entre essas formas. Destas, as formas de potássio trocável e em solução, encontram-se disponíveis para as plantas, constituindo as restantes, as reservas de potássio do solo. Esta reserva encontra-se associada principalmente à presença de minerais primários e de minerais secundários do tipo 2:1 (Faria *et al.* 2012).



Nos ecossistemas naturais, as pequenas perdas de potássio que ocorrem por lixiviação, erosão e escoamento superficial, são compensadas pela meteorização dos minerais primários.

### 8.3.5.2. Potássio Assimilável

De uma forma geral, os teores de potássio assimilável na zona de estudo são elevados, obtendo-se os maiores valores nos solos dos Grupos 2 e 3 (valor médio obtido para os grupos de amostras 390,49 mg/kg e 359,24 mg/kg, respectivamente). Os valores mais baixos registaram-se nos solos do Grupo 1 (valor médio obtido para o grupo de amostras de 119,56 mg/kg).

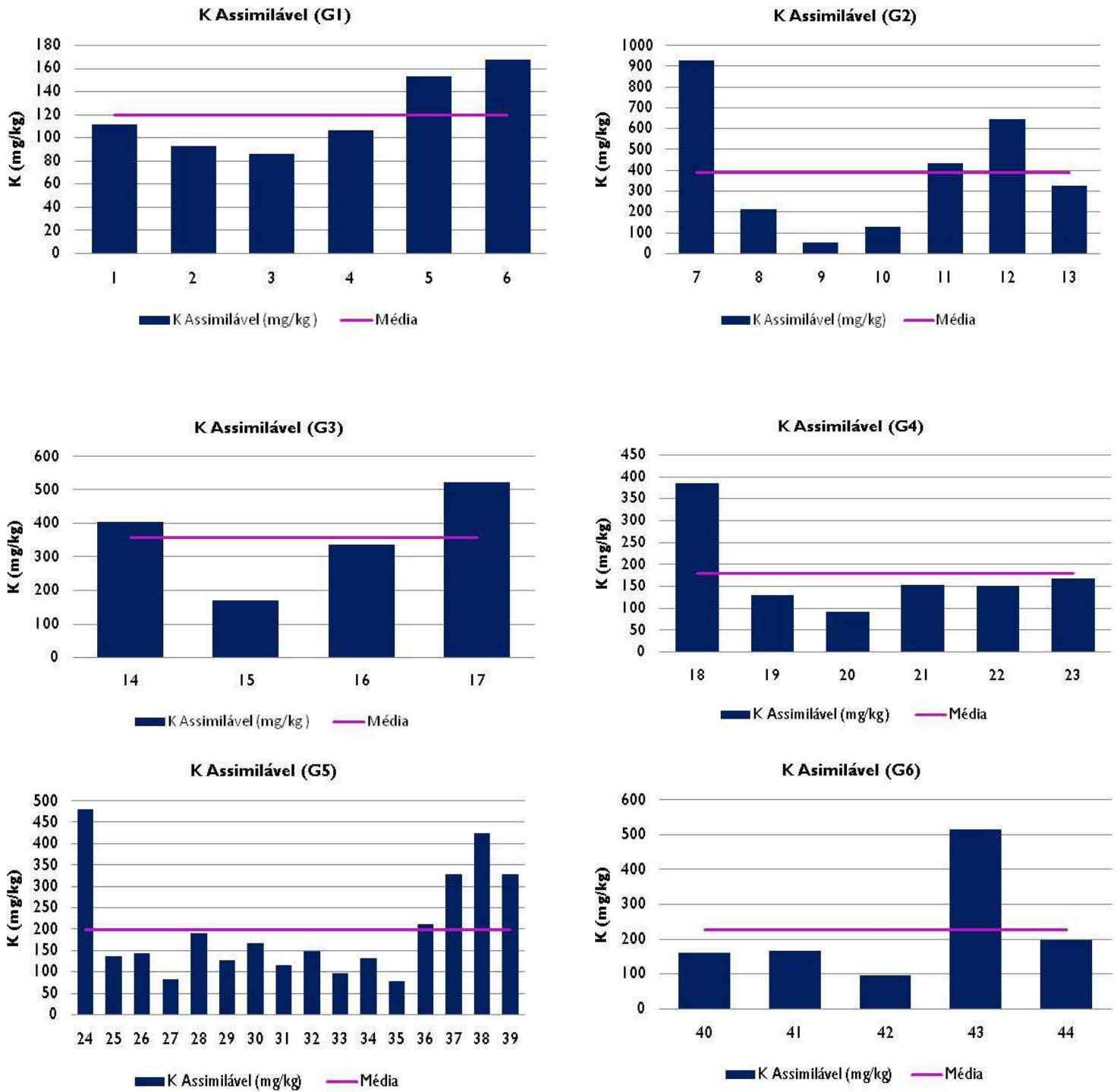
Os valores obtidos para cada amostra encontram-se apresentados no Anexo XI.

Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, dos valores de potássio assimilável obtidos para cada grupo de amostras, encontram-se representados na Tabela 8.8.

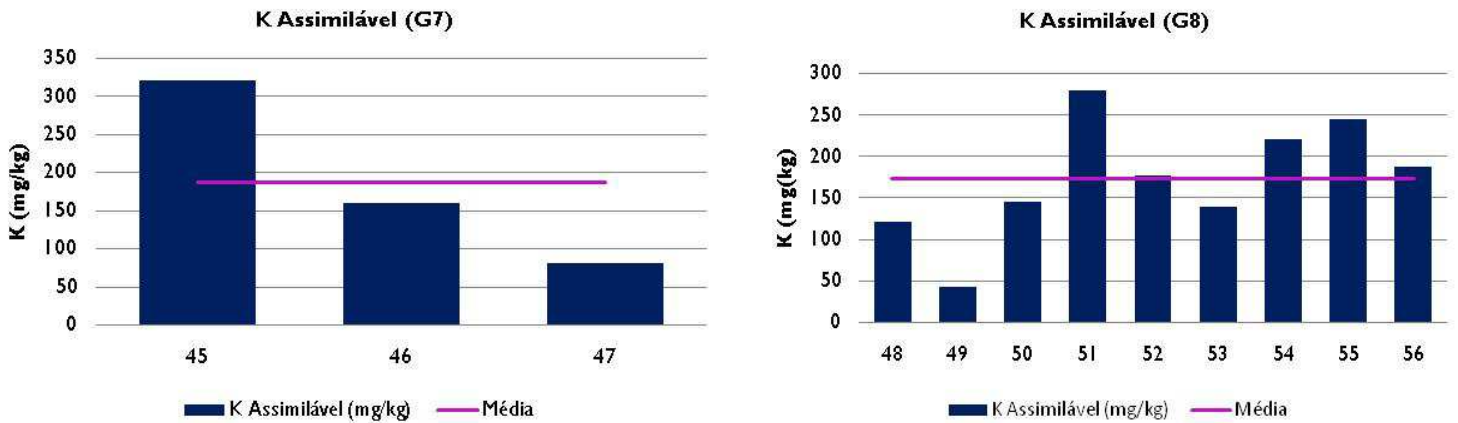
**Tabela 8.8** – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do potássio assimilável dos solos da Bacia do Alto Paraopeba.

Solos	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desvio Padrão
G1	119,56	167,15	86,45	32,86
G2	390,49	929,70	50,10	310,50
G3	359,24	524,40	169,90	148,09
G4	180,15	384,45	91,75	103,54
G5	199,62	480,90	76,85	123,88
G6	227,33	516,15	96,25	165,62
G7	187,88	320,40	82,35	121,30
G8	174,15	280,05	44,45	70,85

Os valores obtidos para cada grupo de solos encontram-se representados nos seguintes gráficos de barras (Figura 8.12 a) e b)).

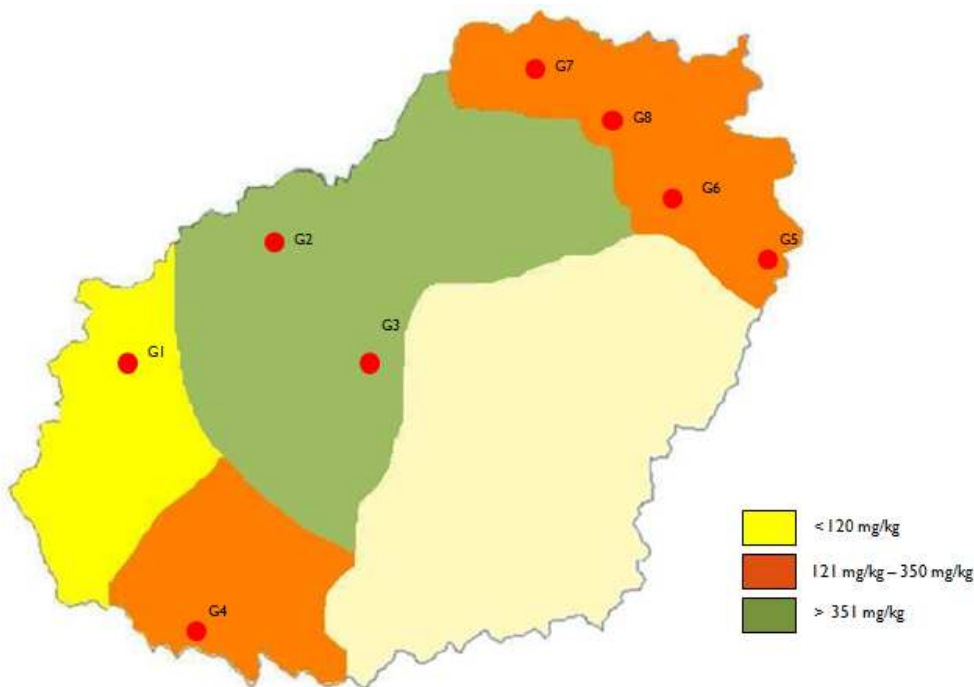


**Figura 8.12 a)** - Valores de K assimilável obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.



**Figura 8.12 b)** - Valores de K assimilável obtidos para os Grupos G7 e G8 dos solos amostrados. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada grupo de amostras.

À semelhança dos casos anteriores, também no caso do potássio se efectuou a distribuição espacial, considerando os valores médios obtidos para grupo de amostras (Figura 8.13):



**Figura 8.13** – Distribuição espacial dos valores médios de K assimilável nos grupos de solos da Bacia do Alto Paraopeba.

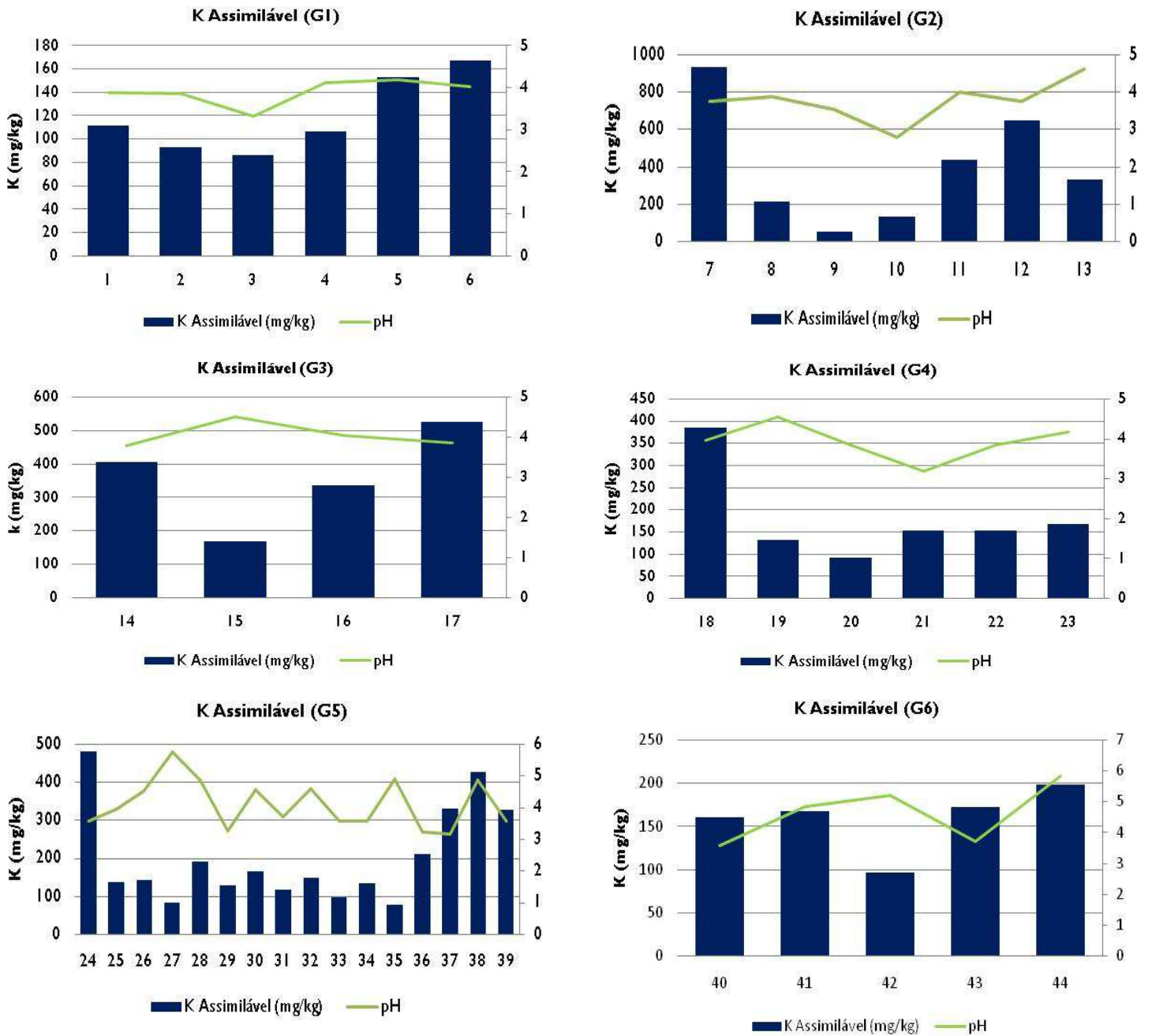
**a) Relação do potássio com as propriedades químicas do solo:**

Em regiões tropicais, com predomínio de solos fortemente meteorizados como os latossolos e argissolos, a reserva de potássio é normalmente muito baixa, limitando-se à presença (1) em moscovite na fracção grosseira de alguns latossolos, (2) associada a minerais de argila do tipo 2:1 com polímeros de hidróxidos de alumínio entre as camadas e (3) em minerais como a caulinite e a vermiculite ou a caulinite e a esmectite, nas fracções argila e silte (Faria *et al.* 2012). Este potássio pode representar 1-10% do total, e está fracamente disponível para as plantas.

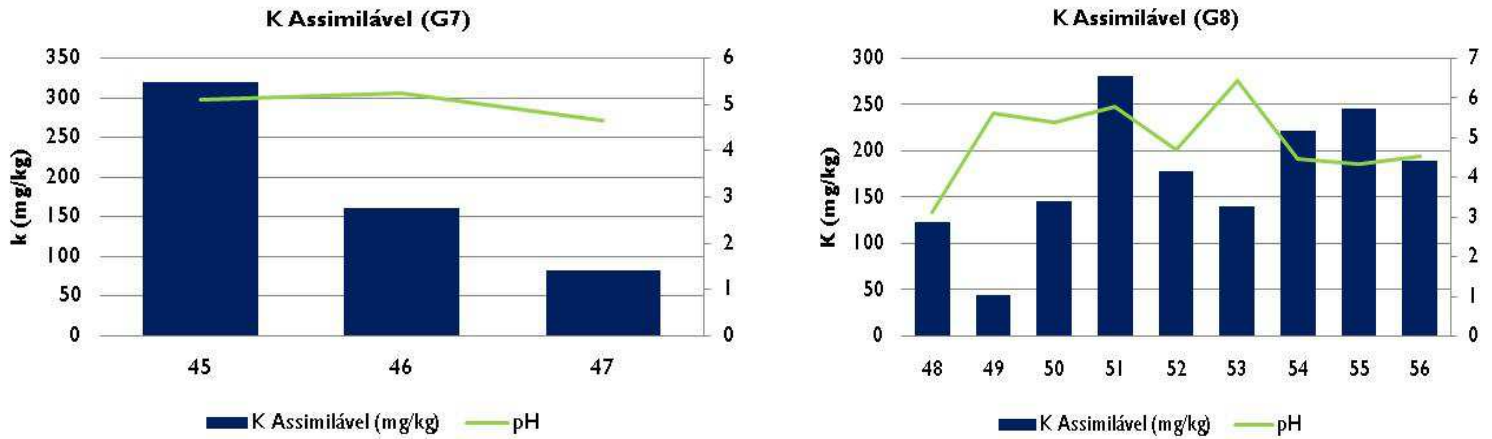
Efectivamente, os iões potássio são atraídos para os espaços entre as camadas dos minerais argilosos do tipo 2:1, sobretudo para aqueles em que as cargas negativas são mais intensas e derivam de substituições isomórficas nas folhas tetraédricas. Neste sentido, a quantidade de potássio fixado nos diferentes minerais é, por ordem decrescente: illite > vermiculite > esmectite (Varenes, 2003).

De uma forma geral, para valores mais elevados de pH existe um aumento da fixação do potássio. Contrariamente, a fixação é menos intensa a pH ácido, devida à competição dos iões  $K^+$  com os iões  $H^+$  e  $Al^{3+}$  activos. É provável que nas camadas mais ácidas do solo, o potássio se liberte da estrutura dos minerais ilíticos, passando para a solução. Por esta razão os valores de potássio solúvel aumentam com a diminuição do pH.

Neste sentido foram representados os valores de potássio assimilável em função da variação de pH, para os diferentes grupos de amostras de solos, de forma a facilitar esta análise (Figura 8.14 a) e b)):



**Figura 8.14 (a)** – Valores de K assimilável obtidos para os Grupos G1 a G6 dos solos amostrados em função do pH.



**Figura 8.14 (b)** – Valores de K assimilável obtidos para os Grupos G7 e G8 dos solos amostrados em função do pH.

De acordo com os estudos realizados por Faria *et al.* (2012) nos solos de Minas Gerais, os argissolos, comparativamente com os cambissolos e os latossolos, possuem maiores teores de potássio assimilável, sendo desta forma mais eficientes no fornecimento deste nutriente à vegetação. Os cambissolos apresentam uma eficiência intermédia, sendo os latossolos, os que apresentam menor eficiência no fornecimento deste nutriente à vegetação.

Os resultados analíticos obtidos, encontram-se em concordância com estes estudos, uma vez que, os maiores valores de K assimilável registaram-se nos Grupos de amostras 2 e 3, com dominância de argissolos e cambissolos, respectivamente.

## 8.4. Avaliação dos Teores Totais e da Disponibilidade de Metais no Solo

### 8.4.1. Introdução

A quantidade total de metais presentes no solo varia bastante em função do seu material de origem, das suas características, do tipo de uso a que o solo foi submetido, do tipo de metal, de outros elementos presentes no solo, entre outros aspectos (Domingues, 2009).

A determinação dos teores totais extraíveis de elementos no solo é considerada uma importante ferramenta para monitorizar a poluição ambiental (Domingues, 2009). Efectivamente a CETESB, teve como base esta quantificação na definição dos valores orientadores para o solo e a água, apresentados no Capítulo 4 da presente dissertação.

No presente trabalho, na determinação dos teores totais extraíveis de metais no solo, foi utilizado o método da digestão por *Aqua Regia*, que representa o total dos metais extraíveis não incluindo os metais existentes nas estruturas cristalinas dos silicatos. As fracções extraíveis correspondem às formas dos metais que ocorrem na fase solúvel, no complexo de troca das partículas minerais e orgânicas, nos carbonatos, nos óxidos de Mn e de Fe (cristalinos e amorfos), sob a forma de sulfuretos ou complexada em compostos orgânicos.

Embora a análise total de metais pesados forneça evidências de possíveis contaminações, o conhecimento dos elementos livres e das suas formas na solução do solo, são extremamente importantes para estimar a sua mobilidade e fitodisponibilidade no ambiente.

A previsão da concentração de metais pesados presente nos solos sob a forma disponível, é uma tarefa complicada e depende das características do solo, do metal analisado e de outros elementos presentes, sendo extremamente difícil de definir uma forma única da avaliação capaz de ter em consideração, todas estas variáveis. Outra questão que dificulta a escolha da metodologia de avaliação da concentração de metais pesados na solução do solo é a sua concentração, de uma forma geral baixa, o que exige a utilização de instrumentos analíticos com maior precisão e menores limites de detecção, como é o caso do ICP-OES, utilizado no presente trabalho (Mortatti *et al.* 2010).

Na determinação da mobilidade e nível de perigosidade ambiental dos elementos metálicos no solo, utilizaram-se técnicas de especiação através de extracção sequencial de metais, que se constitui como uma técnica actualmente bastante utilizada para definir a proporção do metal, associado a cada componente da fase sólida do solo e com isso prever a sua fitodisponibilidade. Esta técnica baseia-se na extracção selectiva dos metais presentes em cada

fase sólida do solo, utilizando, para isso, de acordo com o descrito no Capítulo 7, diferentes reagentes selectivos em relação à dissolução das diferentes fases.

Esta técnica, apesar de demorada e trabalhosa oferece informação mais detalhada sob o estado químico em que o metal se encontra no solo, como a forma de ocorrência, a disponibilidade e a mobilização (Domingues, 2009; Mortatti *et al.* 2010).

As fracções obtidas na extracção sequencial podem ser operacionalmente divididas por ordem decrescente de mobilidade, em: Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos.

As fracções solúveis e de troca são as que possibilitam maior disponibilidade de metais nos solos, maior fitodisponibilidade, sendo formadas por iões livres em solução, complexos solúveis e metais ligados electroestaticamente aos locais de troca iónica existentes na superfície do solo. São as formas que mais traduzem os índices de poluição de um meio, sendo portanto, as que apresentam maior perigosidade quando presentes em concentrações elevadas.

As fracções mais solúveis em água são as primeiras a serem extraídas, correspondendo às Etapas I e II da extracção sequencial, encontrando-se as restantes etapas associadas a fracções menos solúveis.

#### **8.4.2. Teores Totais Extraíveis de Metais Pesados nos Solos**

A determinação das fracções extraíveis teores totais de metais no solo, foi realizada por espectrometria de emissão óptica de plasma induzido (ICP.OES) após digestão com *Aqua Regia* ( $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ ). Este tipo de digestão é geralmente utilizado na avaliação da contaminação de um determinado meio uma vez que a sua determinação representa o teor de metais que poderão ficar disponíveis através dos processos meteóricos.

O teor dos metais pesados presentes nos solos analisados no presente trabalho, encontram-se, de uma forma geral, abaixo dos Valores de Referência da Qualidade (VRQ) definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010, no entanto, em todos os grupos de solos existem amostras que ultrapassam o VRQ e, em algumas situações, também o Valor de Prevenção (VP)



e o Valor de Intervenção (VI), definido pela DN Conjunta COPAM/CERH n°. 02/2010 para regiões agrícolas.

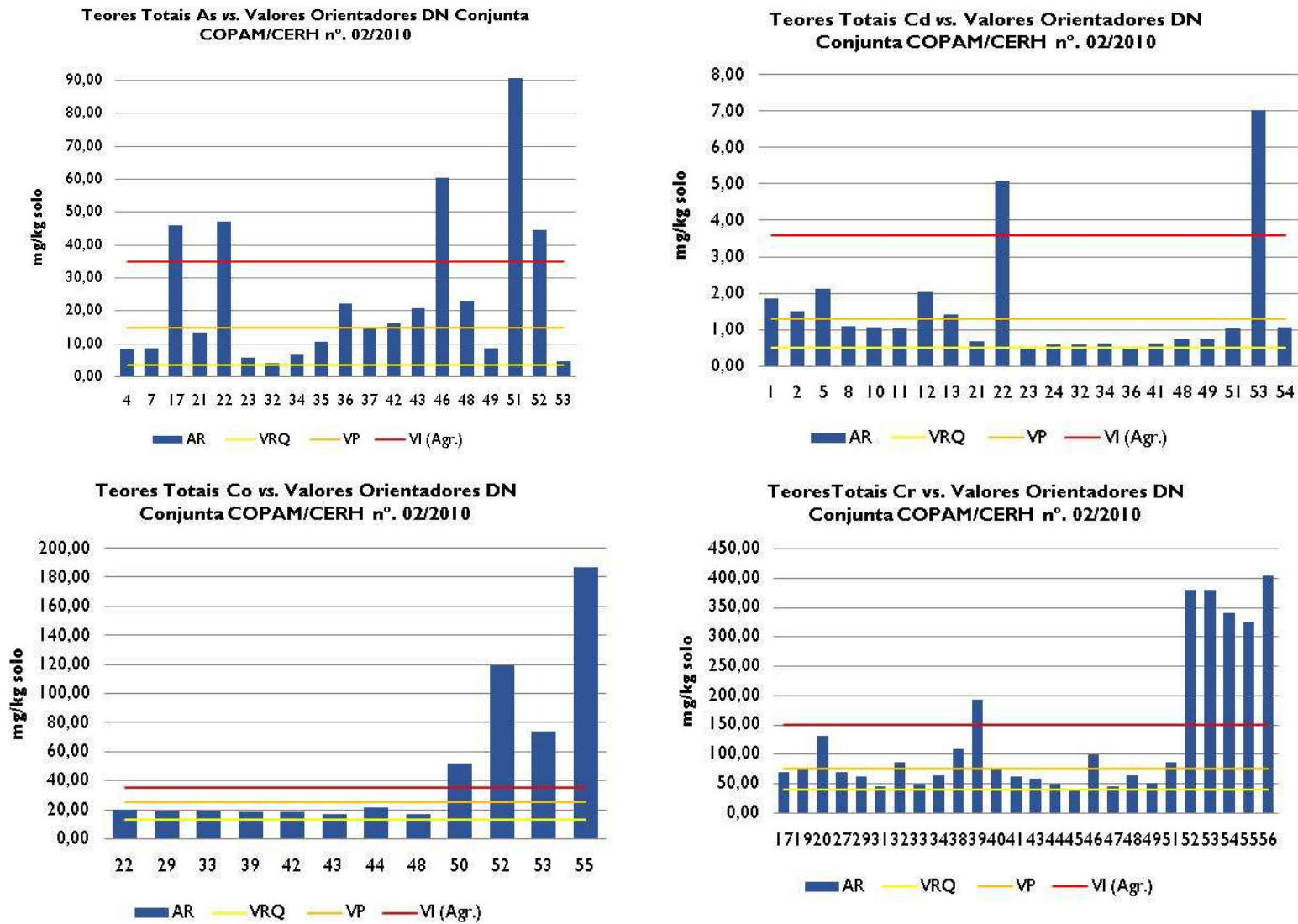
A comparação estabelecida entre o teor de metais nos solos analisados e os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n°. 02/2010, encontra-se apresentada nas Tabelas 8.9 e 8.10.

Os valores assinalados a sombreado correspondem às amostras cuja concentração total de metais pesados, ultrapassou o VRQ.

**Tabela 8.9** – Comparação entre os teores totais extraíveis de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n°. 02/2010.

Amostras	As (mg/kg solo)				Cd (mg/kg solo)				Co (mg/kg solo)				Cr (mg/kg)			
	CETESB				CETESB				CETESB				CETESB			
	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)
1	1,08	3,5	15	35	1,84	<0,5	1,3	3	1,47	13	25	35	9,92	40	75	150
2	1,95	3,5	15	35	1,49	<0,5	1,3	3	0,43	13	25	35	13,70	40	75	150
3	2,18	3,5	15	35	0,27	<0,5	1,3	3	2,09	13	25	35	10,06	40	75	150
4	8,23	3,5	15	35	0,43	<0,5	1,3	3	2,46	13	25	35	14,18	40	75	150
5	3,12	3,5	15	35	2,12	<0,5	1,3	3	2,15	13	25	35	31,52	40	75	150
6	3,16	3,5	15	35	0,16	<0,5	1,3	3	3,03	13	25	35	5,40	40	75	150
7	8,51	3,5	15	35	0,36	<0,5	1,3	3	3,02	13	25	35	5,40	40	75	150
8	<0,75	3,5	15	35	1,08	<0,5	1,3	3	0,46	13	25	35	23,60	40	75	150
9	<0,75	3,5	15	35	0,44	<0,5	1,3	3	0,53	13	25	35	2,61	40	75	150
10	<0,75	3,5	15	35	1,06	<0,5	1,3	3	0,62	13	25	35	5,14	40	75	150
11	1,13	3,5	15	35	1,02	<0,5	1,3	3	1,13	13	25	35	5,26	40	75	150
12	0,85	3,5	15	35	2,04	<0,5	1,3	3	1,96	13	25	35	3,54	40	75	150
13	<0,75	3,5	15	35	1,42	<0,5	1,3	3	2,40	13	25	35	4,14	40	75	150
14	1,10	3,5	15	35	0,43	<0,5	1,3	3	2,30	13	25	35	35,13	40	75	150
15	1,67	3,5	15	35	0,22	<0,5	1,3	3	4,29	13	25	35	36,76	40	75	150
16	<0,75	3,5	15	35	0,41	<0,5	1,3	3	2,40	13	25	35	19,43	40	75	150
17	45,92	3,5	15	35	0,04	<0,5	1,3	3	3,94	13	25	35	68,70	40	75	150
18	1,64	3,5	15	35	0,29	<0,5	1,3	3	2,67	13	25	35	5,71	40	75	150
19	<0,75	3,5	15	35	0,22	<0,5	1,3	3	0,23	13	25	35	75,43	40	75	150
20	<0,75	3,5	15	35	0,23	<0,5	1,3	3	0,29	13	25	35	129,99	40	75	150
21	13,45	3,5	15	35	0,68	<0,5	1,3	3	6,03	13	25	35	14,32	40	75	150
22	47,08	3,5	15	35	5,10	<0,5	1,3	3	20,08	13	25	35	20,69	40	75	150
23	5,73	3,5	15	35	0,53	<0,5	1,3	3	7,13	13	25	35	22,49	40	75	150
24	0,75	3,5	15	35	0,60	<0,5	1,3	3	2,40	13	25	35	17,13	40	75	150
25	1,76	3,5	15	35	0,35	<0,5	1,3	3	2,00	13	25	35	38,91	40	75	150
26	1,58	3,5	15	35	0,21	<0,5	1,3	3	5,89	13	25	35	33,04	40	75	150
27	<0,75	3,5	15	35	0,41	<0,5	1,3	3	1,40	13	25	35	68,54	40	75	150
28	<0,75	3,5	15	35	0,42	<0,5	1,3	3	3,03	13	25	35	39,40	40	75	150
29	2,49	3,5	15	35	0,30	<0,5	1,3	3	19,08	13	25	35	62,49	40	75	150
30	<0,75	3,5	15	35	0,45	<0,5	1,3	3	3,62	13	25	35	24,77	40	75	150
31	1,03	3,5	15	35	0,43	<0,5	1,3	3	0,95	13	25	35	45,41	40	75	150
32	4,04	3,5	15	35	0,58	<0,5	1,3	3	7,67	13	25	35	86,52	40	75	150
33	2,47	3,5	15	35	0,42	<0,5	1,3	3	18,67	13	25	35	48,14	40	75	150
34	6,54	3,5	15	35	0,62	<0,5	1,3	3	4,34	13	25	35	63,73	40	75	150
35	10,72	3,5	15	35	0,31	<0,5	1,3	3	3,66	13	25	35	29,44	40	75	150
36	22,35	3,5	15	35	0,53	<0,5	1,3	3	3,55	13	25	35	24,49	40	75	150
37	15,19	3,5	15	35	0,33	<0,5	1,3	3	8,64	13	25	35	31,27	40	75	150
38	<0,75	3,5	15	35	0,22	<0,5	1,3	3	6,65	13	25	35	108,31	40	75	150
39	1,03	3,5	15	35	0,33	<0,5	1,3	3	18,15	13	25	35	191,92	40	75	150
40	2,83	3,5	15	35	0,36	<0,5	1,3	3	2,48	13	25	35	74,96	40	75	150
41	<0,75	3,5	15	35	0,63	<0,5	1,3	3	3,03	13	25	35	61,82	40	75	150
42	16,29	3,5	15	35	0,42	<0,5	1,3	3	18,32	13	25	35	2,12	40	75	150
43	20,75	3,5	15	35	0,50	<0,5	1,3	3	16,86	13	25	35	58,39	40	75	150
44	<0,75	3,5	15	35	0,47	<0,5	1,3	3	21,00	13	25	35	48,34	40	75	150
45	3,45	3,5	15	35	0,40	<0,5	1,3	3	12,07	13	25	35	40,79	40	75	150
46	60,36	3,5	15	35	0,37	<0,5	1,3	3	6,84	13	25	35	99,29	40	75	150
47	4,53	3,5	15	35	0,40	<0,5	1,3	3	3,57	13	25	35	44,77	40	75	150
48	23,08	3,5	15	35	0,72	<0,5	1,3	3	16,47	13	25	35	63,47	40	75	150
49	8,65	3,5	15	35	0,73	<0,5	1,3	3	4,03	13	25	35	49,75	40	75	150
50	<0,75	3,5	15	35	0,42	<0,5	1,3	3	51,43	13	25	35	36,23	40	75	150
51	90,75	3,5	15	35	1,03	<0,5	1,3	3	2,08	13	25	35	85,42	40	75	150
52	44,41	3,5	15	35	0,32	<0,5	1,3	3	119,23	13	25	35	378,82	40	75	150
53	4,78	3,5	15	35	7,03	<0,5	1,3	3	74,10	13	25	35	378,33	40	75	150
54	1,97	3,5	15	35	1,05	<0,5	1,3	3	6,64	13	25	35	340,02	40	75	150
55	<0,75	3,5	15	35	0,47	<0,5	1,3	3	187,44	13	25	35	324,51	40	75	150
56	<0,75	3,5	15	35	0,29	<0,5	1,3	3	10,88	13	25	35	402,63	40	75	150

Seguidamente apresenta-se a comparação gráfica entre os valores obtidos nas análises efectuadas e os valores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 (VRQ, VP e VI (Zona Agrícola)), para cada amostra cujo resultado foi superior a VRQ (Figura 8.15):



**Figura 8.15** – Comparação entre os teores totais de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 para os metais As, Cd, Co e Cr.

Relativamente ao arsénio (As) verifica-se que se obteve resultados de concentração deste metal superiores ao VRQ estabelecido (3,5 mg/kg) em 19 amostras, sendo que nas amostras 36, 42, 43 e 48 a concentração deste elemento ultrapassou o VP (15 mg/kg) e, nas amostras 17, 22, 46, 51 e 52, foi ultrapassado o VI definido para zonas agrícolas (35 mg/kg).

A maior concentração de arsénio total (90,75 mg/kg) registou-se na amostra 51, recolhida em Congonhas/Rio Preto, numa zona coberta com vegetação primária devastada e perto de zonas residenciais.

No caso do cádmio total, a situação é semelhante, tendo-se obtido resultados na concentração deste elemento superiores aos VRQ (<0,5 mg/kg) em 21 amostras.

Destas, as amostras 1,2,5,12 e 13 ultrapassaram o VP (1,3 mg/kg) e as amostras 22 e 53 o VI definido para zonas agrícolas (3 mg/kg).

A maior concentração de cádmio registou-se na amostra 53 (7,03 mg/kg), recolhida em Congonhas/Rio Preto, numa zona de campo cerrado.

Em relação ao cobalto total os valores de VRQ (13 mg/kg) foram ultrapassados em 12 amostras, das quais, nas amostras 50, 52, 53 e 55, foi ultrapassado o VP (25 mg/kg) e o VI definido para zonas agrícolas (35 mg/kg).

A maior concentração de cobalto registou-se na amostra 55 (187,44 mg/kg), recolhida em Congonhas/Rio Preto, numa zona de eucaliptos.

Nos resultados obtidos para o crómio total, verificou-se que o VRQ (40 mg/kg) foi ultrapassado em 26 amostras. Destas, nas amostras 20, 32, 38, 46 e 51 obtiveram-se valores superiores ao VP (75 mg/kg) e nas amostras 39, 52, 53, 54, 55 e 56 obtiveram-se valores superiores ao VI definido para zonas agrícolas (150 mg/kg).

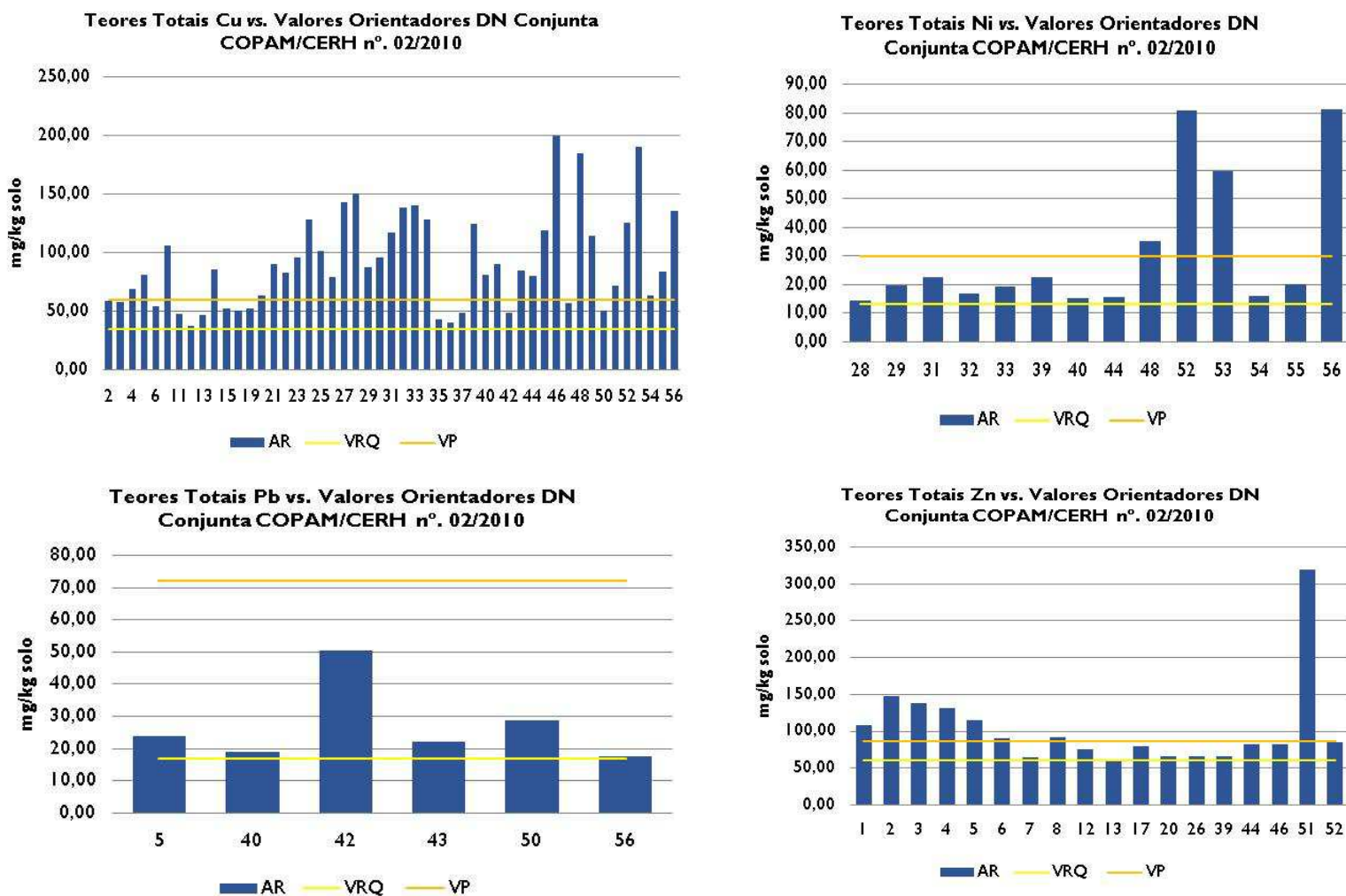
A maior concentração deste metal obteve-se na amostra 56 (402,63 mg/kg), recolhida em Congonhas/Rio Preto, numa zona de pastagens.

Seguidamente apresenta-se a comparação efectuada para os metais Cu, Ni, Pb e Zn.

**Tabela 8.10** – Comparação entre os teores totais de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n°. 02/2010.

Amostras	Cu (mg/kg)				Ni (mg/kg)				Pb (mg/kg)				Zn (%)			
	CETESB				CETESB				CETESB				CETESB			
	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)	AR	VRQ	VP	VI (Agr.)
1	32,83	35	60	200	0,79	13	30	70	20,95	17	72	180	107,81	60	300	450
2	58,46	35	60	200	1,19	13	30	70	6,71	17	72	180	146,79	60	300	450
3	57,16	35	60	200	1,03	13	30	70	10,17	17	72	180	138,21	60	300	450
4	69,00	35	60	200	3,05	13	30	70	8,87	17	72	180	130,42	60	300	450
5	80,72	35	60	200	2,59	13	30	70	23,92	17	72	180	114,80	60	300	450
6	53,77	35	60	200	1,75	13	30	70	4,66	17	72	180	89,29	60	300	450
7	26,06	35	60	200	0,98	13	30	70	2,87	17	72	180	63,70	60	300	450
8	105,71	35	60	200	1,10	13	30	70	9,23	17	72	180	90,90	60	300	450
9	24,38	35	60	200	0,79	13	30	70	4,45	17	72	180	44,80	60	300	450
10	25,01	35	60	200	1,07	13	30	70	3,85	17	72	180	49,17	60	300	450
11	47,26	35	60	200	1,44	13	30	70	18,32	17	72	180	52,67	60	300	450
12	37,58	35	60	200	1,83	13	30	70	14,53	17	72	180	74,28	60	300	450
13	46,20	35	60	200	1,24	13	30	70	17,07	17	72	180	60,98	60	300	450
14	85,91	35	60	200	4,65	13	30	70	10,56	17	72	180	53,79	60	300	450
15	52,06	35	60	200	5,98	13	30	70	9,14	17	72	180	44,07	60	300	450
16	50,60	35	60	200	3,30	13	30	70	6,12	17	72	180	26,60	60	300	450
17	24,88	35	60	200	1,28	13	30	70	10,43	17	72	180	79,35	60	300	450
18	35,00	35	60	200	2,58	13	30	70	10,31	17	72	180	24,82	60	300	450
19	52,28	35	60	200	1,45	13	30	70	1,77	17	72	180	48,78	60	300	450
20	62,92	35	60	200	4,45	13	30	70	4,01	17	72	180	65,81	60	300	450
21	90,25	35	60	200	2,52	13	30	70	3,56	17	72	180	29,07	60	300	450
22	82,91	35	60	200	1,85	13	30	70	4,76	17	72	180	15,71	60	300	450
23	95,46	35	60	200	2,56	13	30	70	5,00	17	72	180	18,87	60	300	450
24	127,85	35	60	200	4,61	13	30	70	7,16	17	72	180	33,28	60	300	450
25	101,20	35	60	200	10,10	13	30	70	2,75	17	72	180	27,86	60	300	450
26	79,18	35	60	200	8,82	13	30	70	7,11	17	72	180	65,91	60	300	450
27	143,50	35	60	200	9,81	13	30	70	8,05	17	72	180	19,03	60	300	450
28	150,98	35	60	200	14,30	13	30	70	5,32	17	72	180	25,62	60	300	450
29	87,21	35	60	200	19,61	13	30	70	10,57	17	72	180	40,55	60	300	450
30	95,27	35	60	200	5,66	13	30	70	5,09	17	72	180	25,73	60	300	450
31	117,11	35	60	200	22,46	13	30	70	9,01	17	72	180	32,81	60	300	450
32	138,34	35	60	200	16,61	13	30	70	9,83	17	72	180	52,34	60	300	450
33	140,37	35	60	200	19,31	13	30	70	10,90	17	72	180	45,74	60	300	450
34	127,83	35	60	200	7,13	13	30	70	7,03	17	72	180	26,55	60	300	450
35	43,06	35	60	200	4,44	13	30	70	12,89	17	72	180	14,97	60	300	450
36	40,10	35	60	200	6,36	13	30	70	8,05	17	72	180	16,42	60	300	450
37	48,55	35	60	200	5,21	13	30	70	7,52	17	72	180	29,55	60	300	450
38	33,14	35	60	200	9,39	13	30	70	9,45	17	72	180	19,91	60	300	450
39	124,21	35	60	200	22,40	13	30	70	5,74	17	72	180	65,92	60	300	450
40	80,62	35	60	200	15,18	13	30	70	19,09	17	72	180	13,35	60	300	450
41	90,59	35	60	200	7,92	13	30	70	10,82	17	72	180	22,45	60	300	450
42	48,76	35	60	200	1,97	13	30	70	50,39	17	72	180	16,55	60	300	450
43	84,79	35	60	200	16,04	13	30	70	22,14	17	72	180	55,97	60	300	450
44	80,10	35	60	200	15,31	13	30	70	9,78	17	72	180	81,79	60	300	450
45	119,15	35	60	200	9,16	13	30	70	29,15	17	72	180	24,87	60	300	450
46	199,48	35	60	200	8,80	13	30	70	24,78	17	72	180	81,91	60	300	450
47	56,55	35	60	200	2,10	13	30	70	13,72	17	72	180	12,76	60	300	450
48	184,82	35	60	200	35,03	13	30	70	17,32	17	72	180	46,95	60	300	450
49	114,02	35	60	200	8,98	13	30	70	6,55	17	72	180	20,10	60	300	450
50	50,48	35	60	200	2,61	13	30	70	28,82	17	72	180	9,74	60	300	450
51	71,61	35	60	200	4,65	13	30	70	4,58	17	72	180	319,15	60	300	450
52	125,89	35	60	200	80,73	13	30	70	6,25	17	72	180	84,63	60	300	450
53	190,85	35	60	200	59,44	13	30	70	4,68	17	72	180	39,50	60	300	450
54	63,31	35	60	200	16,05	13	30	70	5,50	17	72	180	31,53	60	300	450
55	83,40	35	60	200	19,83	13	30	70	8,03	17	72	180	43,07	60	300	450
56	135,95	35	60	200	81,15	13	30	70	17,39	17	72	180	34,88	60	300	450

Na Figura 8.16 apresenta-se a comparação gráfica entre os valores obtidos nas análises efectuadas e os valores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 (VRQ, VP e VI (Zona Agrícola), para os metais Cu, Ni, Pb e Zn, em cada amostra, cujo resultado foi superior a VRQ.



**Figura 8.16** – Comparação entre os teores totais de metais pesados no solo e os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 para os metais Cu, Ni, Pb e Zn.

A comparação dos valores de cobre total com os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 permite verificar que o VRQ (35 mg/kg) é ultrapassado em 48 das 56 amostras de solos analisados. Também o VP (60 mg/kg) foi ultrapassado em algumas amostras, nomeadamente nas amostras 4, 5, 8, 14, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 39, 40, 41, 43, 44, 45, 46, 48, 49, 51, 52, 53, 54, 55 e 56. Em nenhum dos

resultados analíticos obtidos para o valor de cobre total ultrapassou o VI definido para zonas agrícolas (200 mg/kg). Encontrando-se no entanto as amostras 53 e 46 próximas deste valor (199,48 mg/kg e 190,85 mg/kg, respectivamente).

Efectivamente, a maior concentração de cobre total registou-se na amostra 46 (199,48 mg/kg), recolhida em Congonhas/Rio Preto, numa zona de mata.

O teor total de níquel ultrapassou o VRQ (13 mg/kg) em 14 amostras, tendo-se obtidos valores superiores ao VP (30 mg/kg) nas amostras 48, 52, 53 e 56. O VI definido para o níquel (70 mg/kg), foi ultrapassado nas amostras de solos 52 e 56, tendo-se obtido uma concentração de níquel de 80,73 mg/kg e de 81,15 mg/kg, respectivamente.

A maior concentração deste metal obteve-se na amostra 56 (81,15 mg/kg), à semelhança dos resultados verificados para o crómio total.

Relativamente ao chumbo, a sua concentração total ultrapassa o VRQ (17 mg/kg) em 6 amostras, não se tendo verificado em nenhuma amostra valores superiores a VP (72 mg/kg) e o VI definido para zonas agrícolas (180 mg/kg).

A maior concentração de chumbo total obteve-se na amostra 42 (50,39 mg/kg), recolhida em Congonhas /Rio Preto, perto da área urbana.

Relativamente ao zinco verifica-se que a sua concentração total ultrapassou o VRQ (60 mg/kg) em 18 amostras, tendo sido o VP (300 mg/kg) ultrapassado por uma amostra, nomeadamente o solo 51.

Efectivamente, a maior concentração de zinco total obteve-se no solo 51 (319,15 mg/kg), à semelhança dos resultados analíticos obtidos para o arsénio.

Para os metais ferro e manganês, a DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 não define valores orientadores, dada a elevada concentração destes metais nos solos brasileiros. O maior valor de ferro total registou-se na amostra de solo 46 (222.489,1 mg/kg), recolhida em Congonhas (Córrego Casa de Pedra), numa zona de mata e o maior valor de manganês total foi registado na amostra de solo 52 (1.566,317 mg/kg), recolhida em Congonhas/Rio Preto, numa zona de campo cerrado.

Embora a determinação dos teores totais extraíveis de metais no solo seja um indicador útil na análise da sua deficiência, ou da contaminação desse mesmo solo, não fornece informações conclusivas sobre o seu impacte ambiental. A disponibilidade dos metais, seja como nutrientes, ou como elementos tóxicos e, a sua mobilidade, são os factores mais importantes, a serem tomados em consideração na avaliação do seu efeito no solo (Felix, 2005).

Os efeitos referentes à mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade dos metais nos solos dependem das formas nas quais o metal ocorre nos mesmos. Essas formas, ou fracções do solo nas quais os metais se encontram podem ser identificadas através de extracção sequencial.

### **8.4.3. Extracção Sequencial de Metais**

A extracção sequencial dos metais foi realizada em todas as amostras, tendo sido a sua determinação efectuada em Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte Indutiva de Plasma (ICP-OES).

Os resultados obtidos para cada elemento, encontram-se apresentados nas Tabelas 8.11, 8.12, 8.13, 8.14 e 8.15.

**Tabela 8.11 – Resultados analíticos da extração sequencial de metais.**

Amostras	As (%)						Cd (%)					
	AR	Acet Am	Hidroxi	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV	AR	Acet Am	Hidroxi	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV
1	1,08	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	1,84	95,74	1,17	3,09	< 0,01	< 0,02
2	1,95	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	1,49	21,33	1,31	< 0,02	43,21	34,14
3	2,18	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,27	92,91	7,09	< 0,02	< 0,01	< 0,02
4	8,23	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,43	57,52	< 0,01	< 0,02	42,48	< 0,02
5	3,12	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	2,12	4,52	< 0,01	87,48	8,00	< 0,02
6	3,16	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,16	81,65	11,27	< 0,02	7,08	< 0,02
7	8,51	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,36	68,32	4,77	< 0,02	26,92	< 0,02
8	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	1,08	18,88	1,36	< 0,02	13,08	66,68
9	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,44	38,53	7,74	< 0,02	21,16	32,57
10	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	1,06	17,03	5,98	< 0,02	19,28	57,71
11	1,13	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	1,02	10,21	< 0,01	< 0,02	28,09	61,71
12	0,85	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	2,04	4,54	< 0,01	< 0,02	14,51	80,95
13	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	1,42	4,37	< 0,01	< 0,02	14,87	80,75
14	1,10	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,43	37,84	9,22	< 0,02	52,94	< 0,02
15	1,67	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,22	7,68	36,81	< 0,02	55,51	< 0,02
16	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,41	33,49	8,81	< 0,02	57,70	< 0,02
17	45,92	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,04	4,52	0,84	< 0,02	< 0,01	94,65
18	1,64	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,29	42,74	10,67	< 0,02	46,58	< 0,02
19	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,22	45,92	3,46	< 0,02	50,62	< 0,02
20	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,23	47,41	7,02	< 0,02	45,57	< 0,02
21	13,45	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,68	18,26	7,17	< 0,02	25,14	49,43
22	47,08	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	5,10	2,31	0,50	< 0,02	9,21	87,98
23	5,73	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,53	38,58	< 0,01	< 0,02	61,42	< 0,02
24	0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,60	15,32	7,68	< 0,02	32,04	44,96
25	1,76	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,35	30,50	< 0,01	< 0,02	69,50	< 0,02
26	1,58	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,21	61,43	< 0,01	< 0,02	38,57	< 0,02
27	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,41	33,25	< 0,01	< 0,02	66,75	< 0,02
28	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,42	27,07	9,49	< 0,02	63,44	< 0,02
29	2,49	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,30	45,10	7,51	< 0,02	47,39	< 0,02
30	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,45	26,96	7,38	< 0,02	65,67	< 0,02
31	1,03	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,43	31,32	< 0,01	< 0,02	60,83	7,85
32	4,04	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,58	27,46	8,01	< 0,02	64,52	< 0,02
33	2,47	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,42	29,78	8,58	< 0,02	61,63	< 0,02
34	6,54	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,62	26,44	3,73	< 0,02	55,25	14,57
35	10,72	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,31	26,41	4,92	< 0,02	68,67	< 0,02
36	22,35	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,53	27,40	10,03	< 0,02	62,57	< 0,02
37	15,19	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,33	28,35	< 0,01	< 0,02	71,65	< 0,02
38	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,22	35,42	12,92	< 0,02	51,67	< 0,02
39	1,03	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,33	46,06	< 0,01	< 0,02	53,94	< 0,02
40	2,83	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,36	33,96	< 0,01	< 0,02	66,04	< 0,02
41	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,63	26,50	8,40	< 0,02	65,10	< 0,02
42	16,29	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,42	25,80	10,10	< 0,02	64,10	< 0,02
43	20,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,50	28,46	< 0,01	< 0,02	71,54	< 0,02
44	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,47	27,67	6,72	< 0,02	65,60	< 0,02
45	3,45	< 0,5	<0,5	67,28	<0,1	32,72	0,40	23,15	7,40	< 0,02	69,44	< 0,02
46	60,36	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,37	29,02	10,85	< 0,02	60,13	< 0,02
47	4,53	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	0,40	30,08	8,80	< 0,02	61,12	< 0,02
48	23,08	< 0,5	<0,5	23,78	<0,1	76,22	0,72	18,55	3,92	32,95	44,58	< 0,02
49	8,65	< 0,5	<0,5	34,89	<0,1	65,11	0,73	18,44	0,87	< 0,02	31,33	49,36
50	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,42	31,99	6,27	< 0,02	61,74	< 0,02
51	90,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	1,03	28,80	30,36	< 0,02	27,69	13,14
52	44,41	< 0,5	<0,5	6,08	<0,1	93,92	0,32	17,64	9,54	< 0,02	30,71	42,11
53	4,78	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	7,03	1,31	95,16	< 0,02	3,54	< 0,02
54	1,97	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	100,00	1,05	16,58	4,91	< 0,02	21,16	57,35
55	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,47	28,93	2,41	< 0,02	29,01	39,65
56	<0,75	< 0,5	<0,5	<0,75	<0,1	<0,75	0,29	19,02	< 0,01	< 0,02	80,98	< 0,02



**Tabela 8.12 – Resultados analíticos da extração sequencial de metais (Continuação).**

Amostras	Co (%)						Cr (%)					
	AR	Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV	AR	Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV
1	1,47	27,23	22,30	< 0,02	18,29	32,18	9,92	23,28	< 0,02	76,72	< 0,01	< 0,02
2	0,43	< 0,02	8,06	< 0,02	91,94	< 0,02	13,70	1,35	0,46	22,51	15,54	60,14
3	2,09	< 0,02	< 0,01	< 0,02	28,13	71,87	10,06	21,80	9,62	68,59	< 0,01	< 0,02
4	2,46	< 0,02	9,22	< 0,02	28,02	62,76	14,18	26,30	20,05	26,01	8,45	19,20
5	2,15	< 0,02	46,80	12,20	41,00	< 0,02	31,52	7,32	2,01	90,67	< 0,01	< 0,02
6	3,03	< 0,02	< 0,01	< 0,02	17,60	82,40	5,40	14,74	3,92	81,34	< 0,01	< 0,02
7	3,02	< 0,02	< 0,01	< 0,02	7,00	93,00	5,40	12,19	2,59	85,22	< 0,01	< 0,02
8	0,46	< 0,02	< 0,01	< 0,02	100,00	< 0,02	23,60	3,05	< 0,02	2,90	< 0,01	94,05
9	0,53	< 0,02	< 0,01	< 0,02	100,00	< 0,02	2,61	8,00	1,66	32,70	< 0,01	57,63
10	0,62	< 0,02	2,17	< 0,02	97,83	< 0,02	5,14	6,42	3,66	8,64	< 0,01	81,28
11	1,13	4,56	48,02	< 0,02	47,42	< 0,02	5,26	< 0,02	< 0,02	5,99	< 0,01	94,01
12	1,96	5,92	30,29	< 0,02	20,46	43,33	3,54	< 0,02	0,10	< 0,02	8,15	91,74
13	2,40	4,86	41,40	< 0,02	27,03	26,72	4,14	1,89	< 0,02	< 0,02	< 0,01	98,11
14	2,30	< 0,02	11,59	< 0,02	24,36	64,05	35,13	3,18	0,74	96,08	< 0,01	< 0,02
15	4,29	24,43	12,39	59,79	3,39	< 0,02	36,76	13,35	< 0,02	86,65	< 0,01	< 0,02
16	2,40	0,87	20,34	< 0,02	23,23	55,56	19,43	5,94	2,86	91,21	< 0,01	< 0,02
17	3,94	38,49	30,18	< 0,02	31,33	< 0,02	68,70	< 0,02	< 0,02	0,21	< 0,01	99,79
18	2,67	37,88	25,23	13,42	6,06	17,41	5,71	17,59	< 0,02	82,41	< 0,01	< 0,02
19	0,23	23,91	32,16	< 0,02	43,94	< 0,02	75,43	2,46	0,03	8,02	5,30	84,19
20	0,29	< 0,02	32,74	< 0,02	67,26	< 0,02	129,99	0,89	0,09	4,84	1,39	92,79
21	6,03	0,90	1,11	< 0,02	12,26	85,73	14,32	12,38	< 0,02	87,62	< 0,01	< 0,02
22	20,08	0,15	1,01	< 0,02	0,91	97,93	20,69	4,77	1,77	45,44	48,02	< 0,02
23	7,13	1,06	2,12	< 0,02	8,57	88,25	22,49	23,28	4,68	72,04	< 0,01	< 0,02
24	2,40	58,63	3,27	15,02	23,08	< 0,02	17,13	13,62	< 0,02	64,11	22,27	< 0,02
25	2,00	0,06	15,75	< 0,02	28,71	55,48	38,91	12,99	3,60	83,41	< 0,01	< 0,02
26	5,89	3,55	7,45	89,00	< 0,01	< 0,02	33,04	21,88	< 0,02	78,12	< 0,01	< 0,02
27	1,40	< 0,02	37,38	< 0,02	42,69	19,92	68,54	3,15	1,82	95,02	< 0,01	< 0,02
28	3,03	9,16	56,52	< 0,02	15,19	19,13	39,40	4,43	< 0,02	95,57	< 0,01	< 0,02
29	19,08	1,42	27,12	70,64	< 0,01	0,81	62,49	5,62	2,04	92,34	< 0,01	< 0,02
30	3,62	1,95	6,70	4,70	15,38	71,27	24,77	5,93	< 0,02	94,07	< 0,01	< 0,02
31	0,95	< 0,02	33,34	< 0,02	< 0,01	66,66	45,41	9,00	0,16	54,16	36,69	< 0,02
32	7,67	4,80	62,82	15,35	8,36	8,67	86,52	3,58	< 0,02	96,42	< 0,01	< 0,02
33	18,67	1,09	37,68	55,25	1,77	4,22	48,14	3,83	1,03	95,14	< 0,01	< 0,02
34	4,34	0,08	38,89	< 0,02	16,40	44,64	63,73	1,82	0,39	97,79	< 0,01	< 0,02
35	3,66	2,99	82,47	2,97	11,47	0,10	29,44	11,91	6,41	81,68	< 0,01	< 0,02
36	3,55	13,76	52,85	< 0,02	16,97	16,42	24,49	15,95	4,55	79,50	< 0,01	< 0,02
37	8,64	7,59	54,56	32,98	4,88	< 0,02	31,27	8,25	2,05	89,70	< 0,01	< 0,02
38	6,65	8,55	59,84	31,08	0,54	< 0,02	108,31	1,15	< 0,02	16,81	< 0,01	82,04
39	18,15	5,60	32,70	42,89	10,85	7,96	191,92	1,97	< 0,02	12,52	5,78	79,73
40	2,48	17,45	64,47	4,60	13,48	< 0,02	74,96	33,26	18,32	48,42	< 0,01	< 0,02
41	3,03	< 0,02	21,50	< 0,02	24,53	53,97	61,82	19,82	24,66	55,52	< 0,01	< 0,02
42	18,32	< 0,02	13,36	< 0,02	1,95	84,70	2,12	60,43	< 0,02	< 0,02	39,57	< 0,02
43	16,86	4,60	33,82	4,72	3,70	53,16	58,39	19,79	< 0,02	80,21	< 0,01	< 0,02
44	21,00	1,52	56,09	41,93	0,45	< 0,02	48,34	< 0,02	< 0,02	100,00	< 0,01	< 0,02
45	12,07	2,26	85,58	4,05	4,45	3,66	40,79	0,78	< 0,02	99,22	< 0,01	< 0,02
46	6,84	2,87	65,03	26,48	5,62	< 0,02	99,29	< 0,02	< 0,02	28,23	< 0,01	71,77
47	3,57	< 0,02	67,52	< 0,02	32,48	< 0,02	44,77	0,32	< 0,02	2,90	< 0,01	96,79
48	16,47	6,01	60,52	22,00	2,51	8,95	63,47	5,22	0,49	94,28	< 0,01	< 0,02
49	4,03	< 0,02	11,95	18,18	9,39	60,48	49,75	2,81	0,83	96,36	< 0,01	< 0,02
50	51,43	< 0,02	0,14	< 0,02	0,98	98,88	36,23	2,10	1,24	96,65	< 0,01	< 0,02
51	2,08	2,12	72,86	< 0,02	25,02	< 0,02	85,42	< 0,02	< 0,02	15,78	< 0,01	84,22
52	119,23	2,27	30,56	67,16	< 0,01	< 0,02	378,82	0,15	< 0,02	99,85	< 0,01	< 0,02
53	74,10	2,59	71,70	25,71	< 0,01	< 0,02	378,33	0,09	0,01	99,90	< 0,01	< 0,02
54	6,64	9,72	51,63	21,54	6,31	10,81	340,02	0,44	0,06	95,10	4,39	< 0,02
55	187,44	1,55	19,53	78,92	< 0,01	< 0,02	324,51	1,55	0,15	98,29	< 0,01	< 0,02
56	10,88	5,93	79,44	10,48	4,15	< 0,02	402,63	4,09	1,46	94,45	< 0,01	< 0,02

**Tabela 8.13 – Resultados analíticos da extração sequencial de metais (Continuação).**

Amostras	AR	Cu (%)					AR	Fe (%)				
		Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV		Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV
1	32,83	10,32	16,20	19,97	< 0,01	53,51	10990,61	4,40	1,75	18,96	3,62	71,26
2	58,46	3,02	17,80	12,38	2,95	63,85	14967,41	2,76	4,55	30,59	1,57	60,52
3	57,16	3,05	10,70	10,00	< 0,01	76,25	23578,61	1,36	1,86	10,26	1,05	85,47
4	69,00	2,61	10,37	14,87	< 0,01	72,15	28597,12	1,20	2,63	12,51	4,30	79,37
5	80,72	1,19	4,63	69,88	< 0,01	24,29	10210,39	2,82	4,49	35,98	8,04	48,68
6	53,77	2,18	8,14	15,05	< 0,01	74,63	23951,42	1,17	1,78	14,28	0,90	81,88
7	26,06	6,09	7,21	14,06	< 0,01	72,63	10516,25	4,59	2,54	15,38	1,08	76,41
8	105,71	2,00	2,25	2,51	< 0,01	93,24	11328,52	6,20	1,19	10,94	5,02	76,64
9	24,38	4,42	21,57	10,67	< 0,01	63,34	5577,80	4,96	6,13	25,51	11,97	51,44
10	25,01	2,99	14,31	7,53	< 0,01	75,18	7771,83	3,65	7,08	17,61	1,51	70,14
11	47,26	1,47	4,88	12,78	< 0,01	80,87	9179,33	2,10	4,94	24,10	6,96	61,90
12	37,58	0,65	4,36	4,09	0,04	90,85	10831,65	1,49	3,85	19,83	7,17	67,66
13	46,20	0,82	2,43	6,98	< 0,01	89,77	8725,85	3,32	5,05	22,36	15,21	54,05
14	85,91	1,28	3,71	32,86	< 0,01	62,16	57820,89	0,31	1,19	24,71	3,17	70,61
15	52,06	3,32	9,45	36,35	5,16	45,72	27529,30	2,04	0,38	36,24	5,93	55,41
16	50,60	1,73	7,58	26,21	6,71	57,77	20482,96	0,47	1,93	27,66	12,09	57,86
17	24,88	0,91	5,56	11,72	13,54	68,26	16726,42	0,03	0,59	9,76	19,73	69,89
18	35,00	3,05	5,47	21,99	5,21	64,29	26230,60	0,05	0,27	18,31	7,89	73,48
19	52,28	3,28	4,16	14,93	2,28	75,35	29737,62	1,69	1,23	12,71	2,87	81,49
20	62,92	1,44	4,55	14,00	5,76	74,26	38282,57	0,24	0,33	10,06	5,90	83,47
21	90,25	1,27	7,30	12,22	4,31	74,90	63070,99	0,66	0,57	12,57	6,23	79,97
22	82,91	0,64	4,90	12,34	4,75	77,38	45221,90	0,50	1,07	10,93	6,35	81,15
23	95,46	1,47	6,31	40,77	< 0,01	51,45	58898,93	1,22	2,34	38,46	2,21	55,77
24	127,85	2,15	3,32	18,27	8,09	68,16	65862,95	0,54	0,12	12,96	6,55	79,82
25	101,20	1,17	15,86	18,77	3,84	60,37	61060,20	0,72	1,21	14,99	7,91	75,17
26	79,18	2,36	3,22	25,36	9,06	60,00	43857,45	1,36	0,68	17,38	5,83	74,75
27	143,50	0,53	4,93	29,27	6,10	59,16	56607,19	0,12	1,03	20,70	7,22	70,94
28	150,98	1,09	2,10	28,89	1,55	66,37	56963,87	0,31	0,62	20,59	1,68	76,80
29	87,21	2,46	2,48	38,07	9,47	47,52	97530,54	0,52	1,43	29,10	6,49	62,46
30	95,27	1,15	1,81	27,54	6,97	62,53	36943,57	0,45	0,28	20,13	7,81	71,33
31	117,11	0,89	2,36	15,04	11,59	70,12	68055,19	0,43	0,81	13,02	5,04	80,70
32	138,34	0,46	2,82	27,91	< 0,01	68,81	111231,74	0,32	0,92	27,75	5,38	65,63
33	140,37	0,89	12,29	26,72	< 0,01	60,11	101037,90	0,18	1,15	29,33	0,44	68,90
34	127,83	0,39	2,72	26,60	< 0,01	70,30	61332,15	0,08	0,99	19,95	8,19	70,79
35	43,06	2,14	11,22	30,88	< 0,01	55,77	14814,91	1,15	3,89	22,90	12,66	59,40
36	40,10	2,10	5,40	30,60	< 0,01	61,90	17370,65	1,20	3,45	25,50	13,96	55,88
37	48,55	0,68	3,56	49,80	< 0,01	45,97	20969,06	0,75	2,54	43,67	7,67	45,38
38	33,14	1,51	3,59	41,13	< 0,01	53,76	35218,87	0,45	0,78	26,36	12,30	60,10
39	124,21	3,11	2,61	30,75	12,16	51,37	54316,57	1,22	1,41	29,41	7,43	60,54
40	80,62	2,29	6,32	21,12	8,24	62,02	25021,46	1,14	2,45	16,20	8,73	71,48
41	90,59	< 0,02	4,36	14,18	4,40	77,06	72122,53	0,02	0,92	14,29	5,28	79,49
42	48,76	< 0,02	4,31	2,60	16,62	76,48	36007,18	0,03	0,68	3,71	14,31	81,26
43	84,79	4,36	11,02	24,01	9,33	51,28	41032,78	0,88	4,61	19,29	9,76	65,47
44	80,10	0,51	2,72	10,75	4,95	81,06	110074,64	0,22	0,58	8,44	4,06	86,71
45	119,15	0,36	0,72	26,27	4,42	68,23	55080,75	0,10	1,23	20,74	2,70	75,23
46	199,48	< 0,02	0,29	29,14	5,14	65,43	222489,06	0,01	0,12	25,13	4,59	70,14
47	56,55	< 0,02	0,77	1,68	6,10	91,45	36185,95	0,15	0,25	5,63	7,59	86,39
48	184,82	1,06	2,28	20,89	2,03	73,74	94229,61	0,34	0,64	13,62	1,82	83,58
49	114,02	0,74	1,93	20,29	4,01	73,03	67963,63	0,21	0,59	15,06	4,52	79,62
50	50,48	0,59	2,10	15,08	< 0,01	82,23	30024,82	0,35	1,16	19,38	1,59	77,52
51	71,61	0,68	1,11	12,04	3,95	82,23	56571,16	0,05	0,48	13,23	6,11	80,12
52	125,89	3,57	0,53	40,27	4,00	51,64	56437,37	0,10	0,34	19,14	6,06	74,37
53	190,85	1,67	7,24	24,89	3,50	62,70	82191,58	0,05	0,66	17,54	3,43	78,32
54	63,31	1,11	1,33	32,28	3,04	62,23	93639,68	0,09	0,81	28,21	1,73	69,16
55	83,40	0,92	1,24	27,25	6,71	63,89	65582,17	0,12	0,63	20,95	5,55	72,75
56	135,95	1,33	3,16	35,07	7,97	52,46	42106,95	0,10	1,14	13,78	6,44	78,53

**Tabela 8.14 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais (Continuação).**

Amostras	Mn (%)						AR	Ni (%)				
	AR	Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV		Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV
1	111,03	51,68	26,95	17,10	< 0,01	4,27	0,79	< 0,02	14,82	28,43	< 0,01	56,75
2	65,12	18,81	54,61	17,24	1,65	7,69	1,19	< 0,02	35,20	< 0,02	49,89	14,91
3	58,61	54,44	12,53	14,75	< 0,01	18,29	1,03	< 0,02	35,20	< 0,02	< 0,01	64,80
4	91,99	30,32	28,45	21,09	< 0,01	20,13	3,05	< 0,02	18,01	2,41	17,92	61,66
5	195,87	9,06	14,96	63,77	< 0,01	12,22	2,59	< 0,02	15,37	9,57	0,68	74,37
6	53,92	34,15	11,30	21,10	< 0,01	33,45	1,75	< 0,02	20,81	< 0,02	19,60	59,59
7	49,25	66,05	9,02	13,75	< 0,01	11,18	0,98	< 0,02	13,18	< 0,02	21,56	65,26
8	150,37	66,97	12,08	6,39	< 0,01	14,55	1,10	< 0,02	15,01	1,44	22,55	60,99
9	34,48	47,26	16,05	23,08	< 0,01	13,62	0,79	< 0,02	44,67	30,20	25,14	< 0,02
10	59,93	44,37	23,62	17,29	0,30	14,42	1,07	< 0,02	26,60	< 0,02	45,48	27,92
11	234,14	32,39	50,57	10,58	< 0,01	6,47	1,44	< 0,02	25,13	< 0,02	38,79	36,08
12	143,93	25,19	45,93	8,73	0,32	19,82	1,83	< 0,02	30,16	< 0,02	51,97	17,87
13	172,39	25,30	50,23	11,15	< 0,01	13,32	1,24	< 0,02	34,34	< 0,02	36,96	28,70
14	224,73	24,28	35,28	26,02	< 0,01	14,42	4,65	< 0,02	5,58	8,76	7,62	78,04
15	258,81	33,85	17,98	40,15	< 0,01	8,02	5,98	13,47	3,81	29,09	< 0,01	67,10
16	187,88	22,66	46,44	16,26	< 0,01	14,64	3,30	< 0,02	9,57	9,31	9,16	71,96
17	181,62	64,33	20,12	8,88	< 0,01	6,67	1,28	< 0,02	25,79	< 0,02	< 0,01	74,21
18	102,74	54,98	16,76	14,03	< 0,01	14,24	2,58	3,99	5,74	35,10	5,65	53,52
19	93,30	43,06	11,24	5,34	0,83	39,53	1,45	< 0,02	11,07	11,63	25,06	52,24
20	216,46	8,74	8,90	5,76	0,48	76,12	4,45	< 0,02	5,95	19,33	10,81	63,90
21	49,45	40,08	13,06	21,00	< 0,01	25,85	2,52	< 0,02	4,97	34,24	< 0,01	60,79
22	50,30	23,14	20,97	21,47	5,26	29,15	1,85	< 0,02	19,42	5,85	41,64	33,08
23	15,88	25,40	12,05	9,36	2,54	50,66	2,56	< 0,02	29,65	19,79	16,89	33,67
24	332,22	44,59	13,24	31,83	0,98	9,36	4,61	3,84	1,36	17,57	11,65	69,43
25	104,26	22,26	11,45	29,54	< 0,01	36,76	10,10	< 0,02	12,01	15,11	1,37	71,51
26	623,62	27,02	26,99	36,71	< 0,01	9,29	8,82	0,64	2,07	40,76	< 0,01	57,16
27	197,60	21,00	27,85	29,76	< 0,01	21,38	9,81	< 0,02	8,05	17,55	< 0,01	74,40
28	398,41	24,49	34,86	28,77	< 0,01	11,88	14,30	0,20	6,68	19,01	0,64	73,67
29	1093,99	13,30	20,21	63,30	< 0,01	3,19	19,61	0,17	8,53	34,35	< 0,01	57,12
30	474,23	26,84	25,34	42,20	< 0,01	5,63	5,66	< 0,02	3,45	23,72	7,17	65,67
31	316,72	29,61	36,42	11,66	3,06	19,24	22,46	< 0,02	5,78	13,70	23,77	56,75
32	701,12	16,03	43,68	30,59	< 0,01	9,71	16,61	< 0,02	11,11	22,58	0,09	66,22
33	893,14	7,98	65,56	19,04	< 0,01	7,42	19,31	< 0,02	9,86	43,07	0,83	46,24
34	447,19	14,24	53,15	19,79	< 0,01	12,82	7,13	< 0,02	8,97	16,04	4,79	70,20
35	412,92	13,20	62,01	19,21	< 0,01	5,58	4,44	< 0,02	9,50	21,03	2,31	67,17
36	260,50	30,29	43,45	21,74	< 0,01	4,52	6,36	< 0,02	11,49	12,78	3,81	71,92
37	469,33	14,95	38,19	43,27	< 0,01	3,59	5,21	< 0,02	15,80	18,96	4,96	60,29
38	730,42	17,43	53,11	16,76	< 0,01	12,70	9,39	3,72	22,81	32,84	< 0,01	44,35
39	804,32	18,57	30,83	27,97	2,39	20,23	22,40	3,90	6,98	26,53	18,53	47,96
40	201,16	24,51	47,88	16,92	< 0,01	10,69	15,18	< 0,02	4,53	26,72	0,41	68,34
41	108,48	2,12	44,53	20,48	< 0,01	32,87	7,92	< 0,02	8,62	8,63	8,19	74,55
42	487,96	0,88	78,33	11,28	0,54	8,97	1,97	< 0,02	23,74	< 0,02	38,08	38,18
43	717,72	19,16	64,73	12,55	< 0,01	3,57	16,04	5,18	19,68	29,96	3,42	46,94
44	606,29	13,48	51,42	30,37	< 0,01	4,73	15,31	< 0,02	30,19	60,00	0,86	8,96
45	969,85	17,10	70,97	7,90	< 0,01	4,02	9,16	< 0,02	15,76	17,03	4,02	63,19
46	1249,01	7,62	45,37	20,21	< 0,01	26,80	8,80	< 0,02	10,15	32,79	2,28	54,79
47	240,46	5,73	27,84	18,57	< 0,01	47,87	2,10	< 0,02	17,27	5,25	14,94	62,54
48	803,47	12,92	50,67	27,31	< 0,01	9,10	35,03	0,84	7,07	24,02	0,04	68,86
49	93,79	27,05	17,16	16,17	< 0,01	39,62	8,98	< 0,02	3,13	12,63	2,79	81,44
50	410,28	6,53	84,69	3,95	0,03	4,81	2,61	< 0,02	7,76	7,03	13,83	71,38
51	1203,09	29,84	58,11	4,61	< 0,01	7,44	4,65	< 0,02	27,49	19,24	7,95	45,32
52	1566,32	10,64	54,31	23,41	< 0,01	11,64	80,73	< 0,02	3,98	42,00	< 0,01	54,02
53	1363,74	7,34	62,62	14,33	< 0,01	15,71	59,44	1,32	6,84	27,70	< 0,01	65,46
54	413,39	33,83	47,00	10,23	0,97	7,98	16,05	0,10	6,56	25,48	7,11	60,85
55	1204,22	7,23	21,27	66,53	< 0,01	4,97	19,83	1,59	7,23	25,37	9,80	57,59
56	793,54	8,74	73,33	12,09	< 0,01	5,84	81,15	0,33	2,57	29,33	15,68	52,43

**Tabela 8.15 – Resultados analíticos da extracção sequencial de metais (Continuação).**

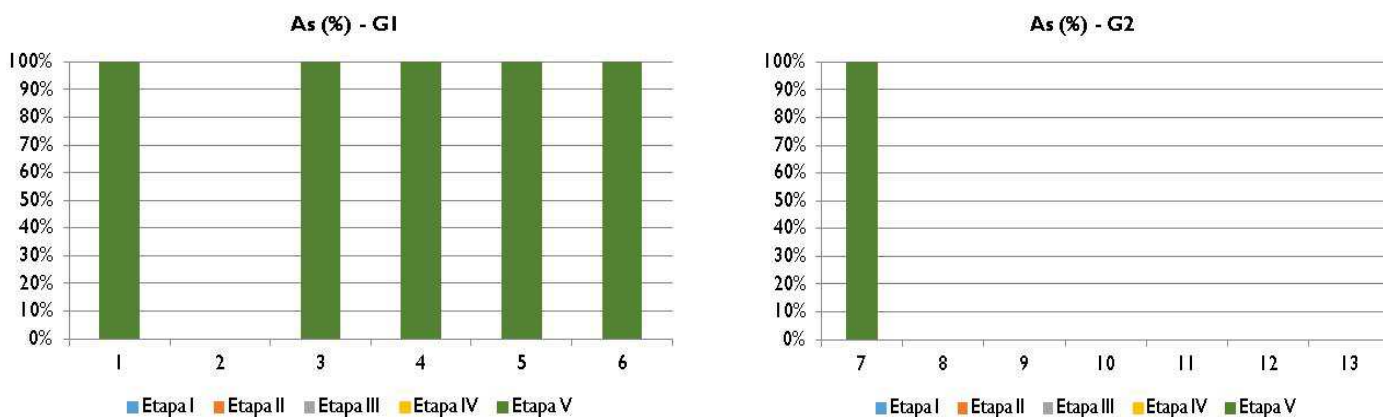
Amostras	Pb (%)						Zn (%)					
	AR	Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV	AR	Acet Am	Hidrox	Tamm Esc	H2O2	Tamm UV
1	20,95	84,35	1,07	10,46	< 0,01	4,12	107,81	11,72	1,30	< 0,02	< 0,01	86,98
2	6,71	83,76	10,61	2,75	2,88	< 0,02	146,79	1,75	1,69	< 0,02	3,56	92,99
3	10,17	33,02	27,34	< 0,02	21,73	17,91	138,21	2,49	2,40	< 0,02	< 0,01	95,11
4	8,87	35,82	39,14	< 0,02	12,53	12,52	130,42	2,30	2,15	< 0,02	< 0,01	95,55
5	23,92	28,02	15,18	27,89	3,13	25,78	114,80	1,72	1,28	21,12	< 0,01	75,88
6	4,66	24,80	25,89	< 0,02	37,12	12,19	89,29	2,34	1,55	< 0,02	< 0,01	96,11
7	2,87	77,34	7,78	< 0,02	14,88	< 0,02	63,70	3,87	1,31	< 0,02	< 0,01	94,82
8	9,23	85,89	< 0,02	14,11	< 0,01	< 0,02	90,90	8,09	1,14	< 0,02	< 0,01	90,77
9	4,45	23,78	17,43	30,80	27,99	< 0,02	44,80	6,39	5,12	< 0,02	< 0,01	88,49
10	3,85	37,03	24,34	< 0,02	38,63	< 0,02	49,17	6,75	5,10	< 0,02	< 0,01	88,15
11	18,32	31,73	21,13	40,72	5,60	0,83	52,67	4,68	5,40	< 0,02	< 0,01	89,93
12	14,53	35,62	22,28	24,84	5,79	11,47	74,28	2,36	2,20	< 0,02	< 0,01	95,44
13	17,07	34,49	23,37	18,05	4,79	19,31	60,98	3,53	2,79	< 0,02	< 0,01	93,68
14	10,56	17,74	13,20	5,18	9,66	54,22	53,79	7,41	5,74	< 0,02	< 0,01	86,85
15	9,14	39,30	0,57	46,23	2,74	11,16	44,07	5,54	2,71	14,51	< 0,01	77,24
16	6,12	41,45	27,67	13,38	17,51	< 0,02	26,60	26,84	9,54	< 0,02	< 0,01	63,62
17	10,43	39,46	4,92	28,80	< 0,01	26,82	79,35	10,09	3,33	< 0,02	< 0,01	86,58
18	10,31	36,00	3,02	25,27	2,55	33,16	24,82	13,44	4,24	< 0,02	< 0,01	82,32
19	1,77	90,25	3,33	< 0,02	< 0,01	6,42	48,78	6,07	1,84	< 0,02	1,26	90,83
20	4,01	46,61	0,74	< 0,02	4,89	47,76	65,81	2,37	0,94	< 0,02	0,20	96,49
21	3,56	27,51	< 0,02	< 0,02	72,49	< 0,02	29,07	9,35	3,31	< 0,02	< 0,01	87,34
22	4,76	16,69	17,67	< 0,02	65,64	< 0,02	15,71	11,30	13,96	< 0,02	18,33	56,41
23	5,00	28,32	16,09	10,17	24,97	20,45	18,87	15,42	28,01	< 0,02	< 0,01	56,57
24	7,16	18,13	0,68	12,52	6,64	62,03	33,28	16,61	2,77	28,19	0,68	51,75
25	2,75	10,98	40,93	< 0,02	48,09	< 0,02	27,86	6,82	5,82	< 0,02	< 0,01	87,37
26	7,11	13,86	1,21	29,32	7,02	48,59	65,91	4,57	1,61	0,68	< 0,01	93,14
27	8,05	4,83	5,05	< 0,02	17,69	72,43	19,03	9,32	7,61	< 0,02	< 0,01	83,07
28	5,32	< 0,02	2,56	< 0,02	30,37	67,08	25,62	10,53	6,85	< 0,02	< 0,01	82,61
29	10,57	12,77	3,46	68,40	1,67	13,69	40,55	7,60	9,37	47,53	< 0,01	35,49
30	5,09	18,66	0,57	32,12	23,28	25,36	25,73	18,31	6,88	< 0,02	< 0,01	74,81
31	9,01	4,50	2,46	17,52	< 0,01	75,53	32,81	13,91	5,61	< 0,02	9,78	70,69
32	9,83	< 0,02	4,85	10,30	12,45	72,40	52,34	6,70	11,00	21,54	< 0,01	60,76
33	10,90	1,19	50,64	9,89	9,05	29,23	45,74	6,32	7,99	21,08	< 0,01	64,62
34	7,03	13,84	25,33	33,10	21,84	5,89	26,55	12,60	17,76	6,95	< 0,01	62,70
35	12,89	7,12	17,01	15,40	5,55	54,91	14,97	13,18	13,61	< 0,02	< 0,01	73,21
36	8,05	15,01	12,00	29,06	14,45	29,48	16,42	18,62	29,47	< 0,02	< 0,01	51,91
37	7,52	14,65	19,75	40,39	12,21	13,01	29,55	12,12	10,13	< 0,02	< 0,01	77,75
38	9,45	27,26	1,21	41,88	8,19	21,47	19,91	7,34	4,47	3,34	< 0,01	84,84
39	5,74	0,41	< 0,02	43,76	10,00	45,82	65,92	6,33	5,47	11,42	2,87	73,91
40	19,09	20,93	14,42	29,65	3,24	31,76	13,35	22,92	20,87	< 0,02	< 0,01	56,21
41	10,82	6,35	33,02	< 0,02	12,70	47,94	22,45	4,33	19,53	< 0,02	< 0,01	76,14
42	50,39	5,70	76,73	4,81	1,50	11,27	16,55	7,18	4,67	6,08	< 0,01	82,07
43	22,14	4,63	14,22	68,66	4,20	8,29	55,97	10,94	13,34	27,16	< 0,01	48,56
44	9,78	11,06	27,31	22,50	8,54	30,59	81,79	3,52	6,79	< 0,02	< 0,01	89,69
45	29,15	< 0,02	17,90	31,50	3,52	47,07	24,87	9,24	21,92	< 0,02	< 0,01	68,84
46	24,78	4,00	7,52	40,21	2,00	46,26	81,91	4,39	2,98	6,56	< 0,01	86,07
47	13,72	13,59	22,98	12,48	4,47	46,49	12,76	12,28	8,03	< 0,02	< 0,01	79,69
48	17,32	13,76	20,14	28,52	4,11	33,46	46,95	4,53	6,39	27,04	< 0,01	62,04
49	6,55	16,59	15,96	7,04	13,85	46,55	20,10	8,07	9,54	< 0,02	< 0,01	82,39
50	28,82	6,04	13,95	0,09	3,25	76,67	9,74	16,55	14,70	< 0,02	< 0,01	68,75
51	4,58	37,05	22,43	< 0,02	40,53	< 0,02	319,15	7,76	9,53	< 0,02	< 0,01	82,71
52	6,25	< 0,02	35,72	10,09	30,28	23,92	84,63	0,96	1,22	< 0,02	< 0,01	97,82
53	4,68	< 0,02	37,72	< 0,02	13,59	48,69	39,50	2,81	7,58	< 0,02	< 0,01	89,61
54	5,50	3,45	23,56	36,77	< 0,01	36,22	31,53	9,93	10,54	< 0,02	1,92	77,61
55	8,03	14,48	5,75	39,38	6,49	33,90	43,07	2,44	2,99	69,60	< 0,01	24,96
56	17,39	8,14	8,59	43,75	3,94	35,58	34,88	7,10	21,30	< 0,02	< 0,01	71,60

**a) Arsénio:**

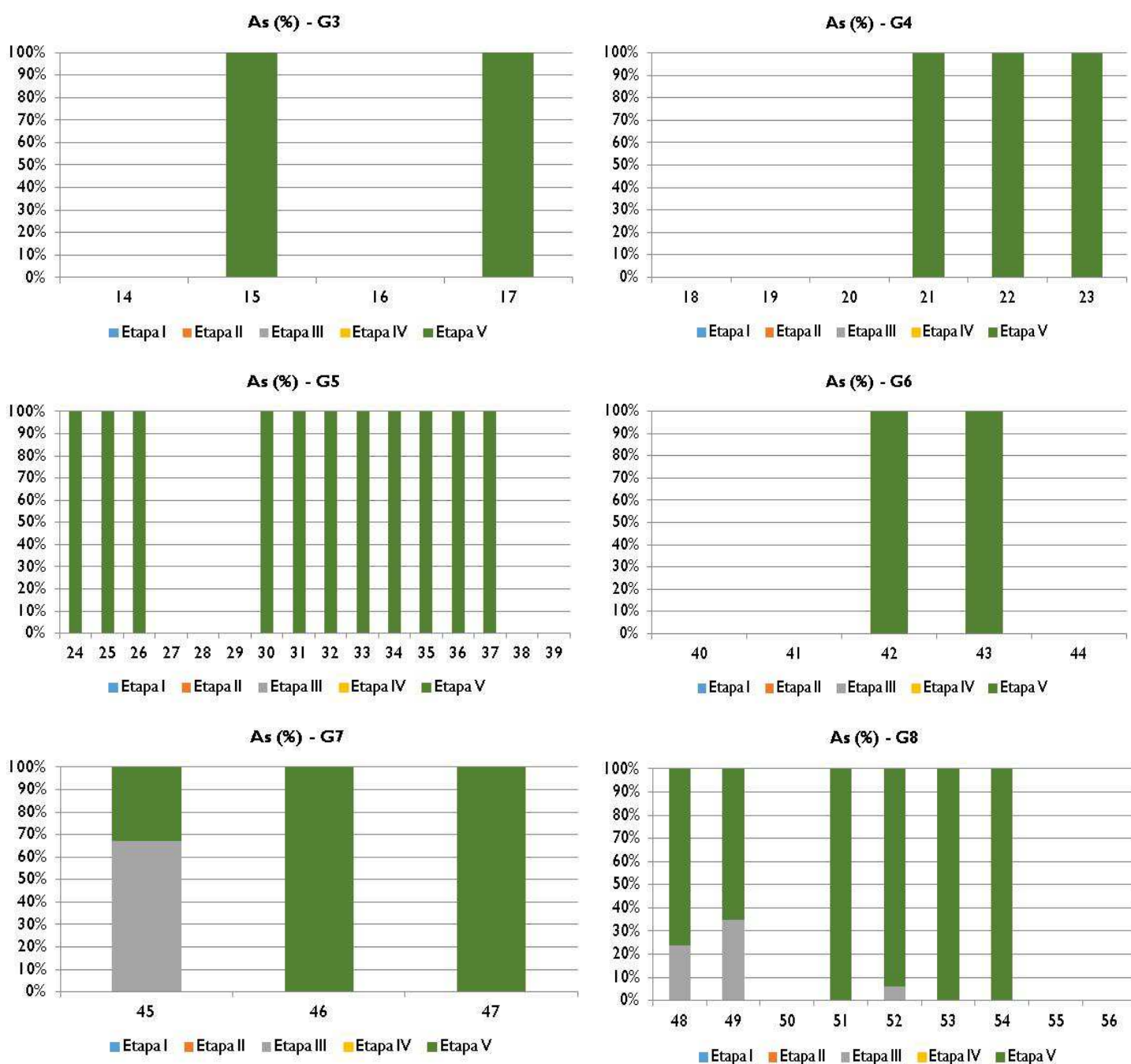
As formas móveis mais comuns de arsénio no solo são as espécies aniónicas –  $AsO_2^-$ ,  $AsO_4^{3-}$ ,  $HAsO_4^{2-}$  e  $H_2AsO_3^-$ . Quanto às formas minerais mais representativas encontramos a arsenopirite ( $FeAsS$ ), embora 60% dos minerais de arsénio existentes no solo correspondam a arsenatos. Nos solos arenosos são encontradas menores concentrações de arsénio, com tendência a aumentarem em solos limosos e destes para os argilosos (Esteves, 2009).

O grau de adsorção do arsénio no solo é influenciado pela constituição mineralógica do solo, pela presença de outros elementos químicos e pela especiação do elemento que, por sua vez depende do pH e das condições redox do meio. Desta forma a biodisponibilidade e mobilização do arsénio no solo está fortemente relacionada com o seu teor e características da fracção argilosa, óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio, manganês e matéria orgânica, pois o elemento pode ser adsorvido por estes constituintes (Varenes, 2003).

Os resultados da extracção sequencial para o este metal (Figura 8.17 a) e b)), permitem referir, que nos solos analisados, este elemento se encontra associado, na maioria das amostras, a óxidos de ferro cristalinos, não se encontrando em formas mais lábeis, podendo desta forma, ser considerado geológico. No entanto, a presença deste elemento na forma de óxidos e hidróxidos de ferro amorfos (Etapa III), destaca-se nos Grupos de amostras G7 e G8. Nestes locais o As poderá existir de uma forma mais disponível no meio e poderá ter co-precipitado com os óxidos de ferro secundários, encontrando-se retido.



**Figura 8.17 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do As (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



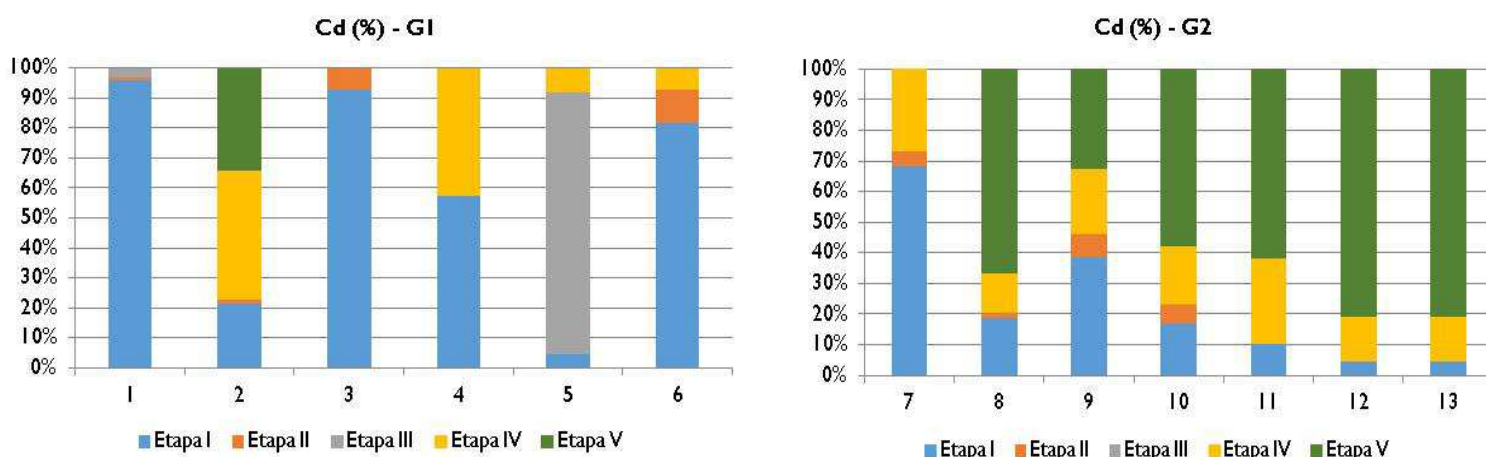
**Figura 8.17 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do As (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

**b) Cádmio:**

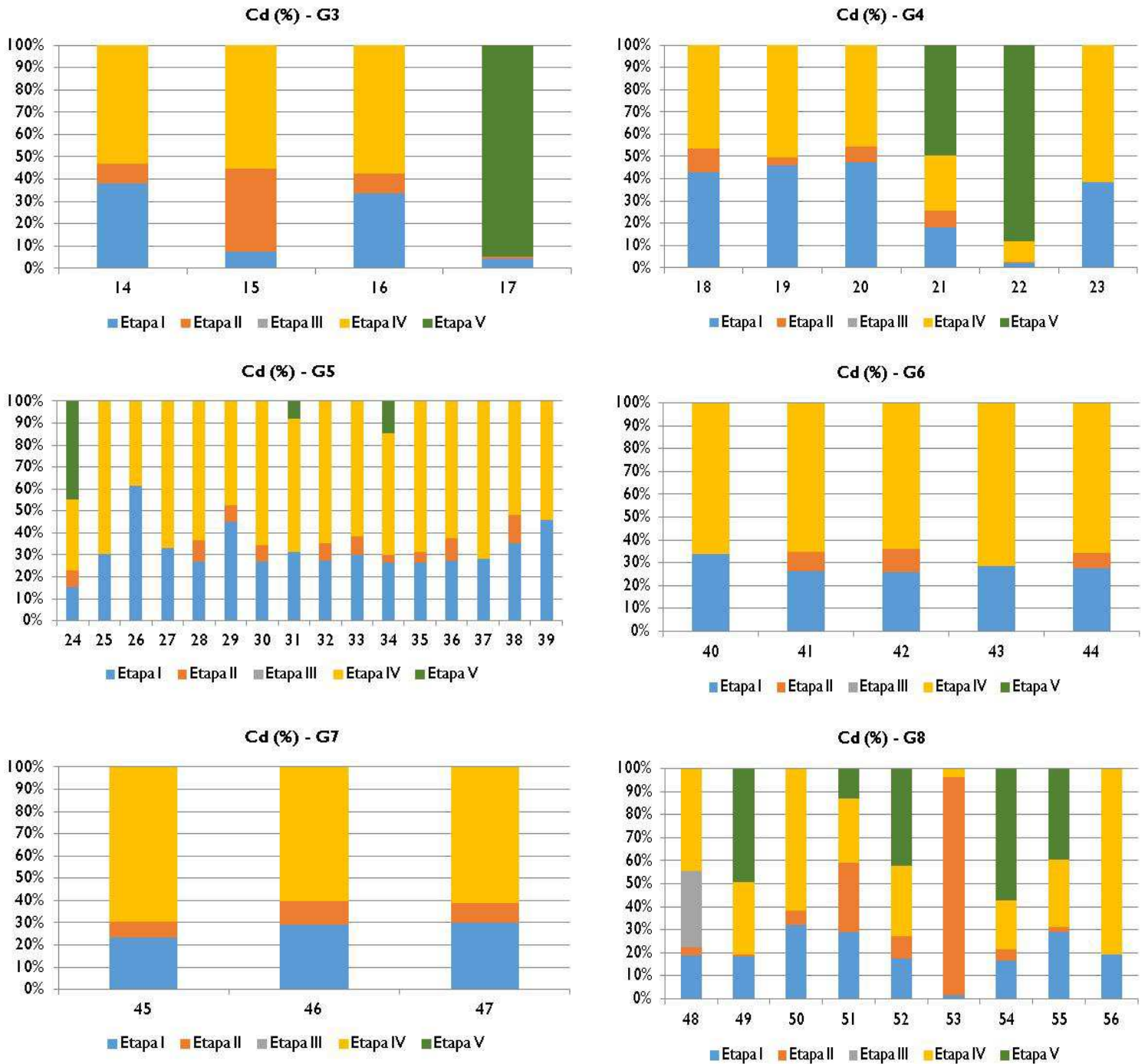
Os conteúdos de cádmio extraídos nas distintas etapas da extracção sequencial mostram que este elemento aparece essencialmente nas fracções mais lábeis (Etapas I e 2). Ocorre também na fracção dos sulfuretos associada à matéria orgânica (Figura 8.18 a) a b)).

Neste sentido este elemento caracteriza-se, em praticamente todas as amostras, por possuir uma biodisponibilidade elevada, o que poderá levantar sérios problemas, atendendo à sua elevada toxicidade no meio e ao facto de a sua origem ser maioritariamente antrópica.

A associação a formas mais solúveis pode ser explicada pela elevada mobilidade que o ião  $Cd^{2+}$  apresenta em solos ácidos (pH inferior a 6) e bem drenados (Favas, 2011), sendo estas, características comuns a praticamente todas as amostras analisadas. Desta forma, nas condições apresentadas, este elemento pode ser facilmente lixiviado, por se encontrar fracamente adsorvido à matéria orgânica, aos minerais argilosos e aos óxidos.



**Figura 8.18 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Cd (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



**Figura 8.18 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Cd (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

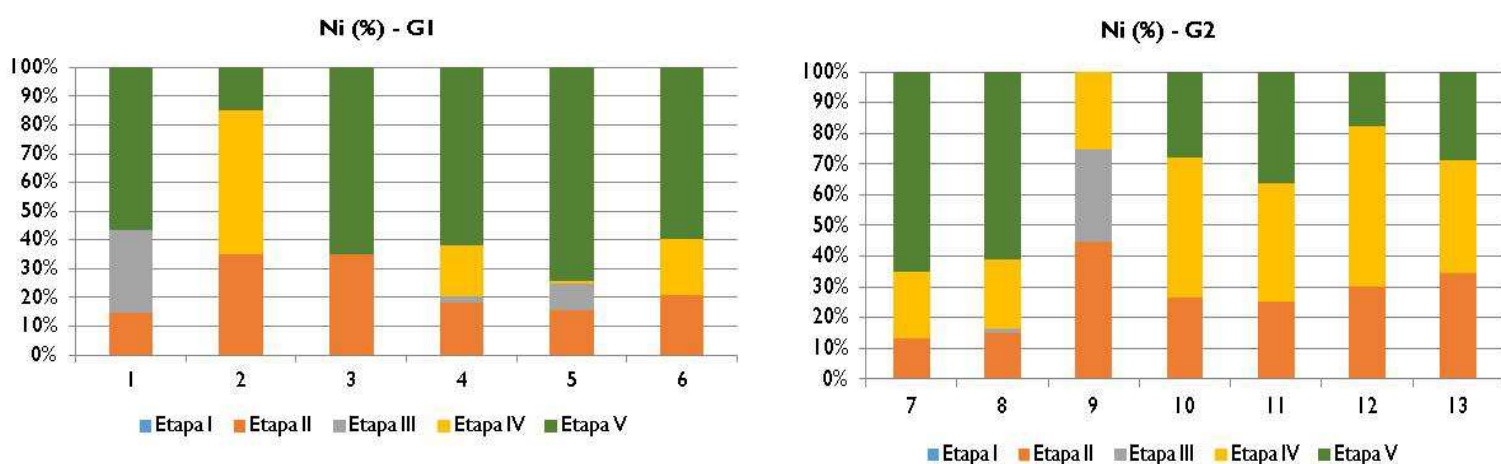


**c) Níquel:**

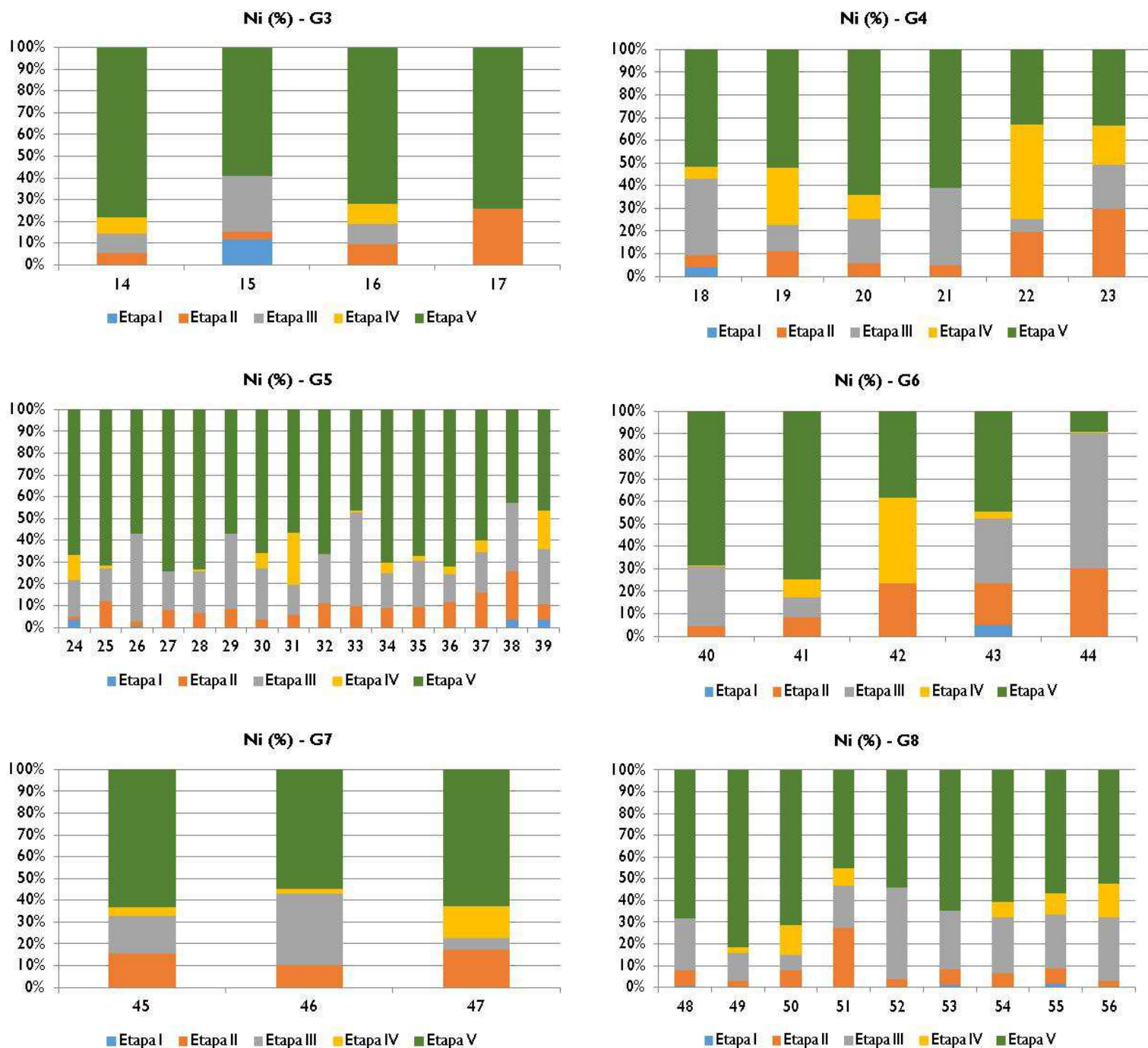
Os conteúdos de níquel extraídos nas distintas etapas da extracção sequencial mostram que este elemento surge maioritariamente associado a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos (fracção menos solúvel), encontrando-se provavelmente nas suas redes cristalinas (Figura 8.19 a) e b)).

A importância desta fracção pode dever-se à presença de níquel por substituição isomórfica do ferro e alumínio como inclusões de óxidos nas redes silicatadas da esmectite e ilite. A presença de níquel na fracção dos sulfuretos primários, mais significativa no Grupo G2 denota a importância de fases sulfuretadas na litologia desta área (amostras maioritariamente recolhidas em argissolos). Os sulfuretos, maioritariamente de ferro e cobre, poderão incorporar outros elementos na sua composição, tal como níquel.

A presença de níquel nas restantes fracções, resulta da sua adsorção a minerais argilosos e a óxidos e hidróxidos de ferro e manganês e à sua precipitação com estas fases secundárias (Favas, 2011).



**Figura 8.19 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Ni (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



**Figura 9.19 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Ni (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

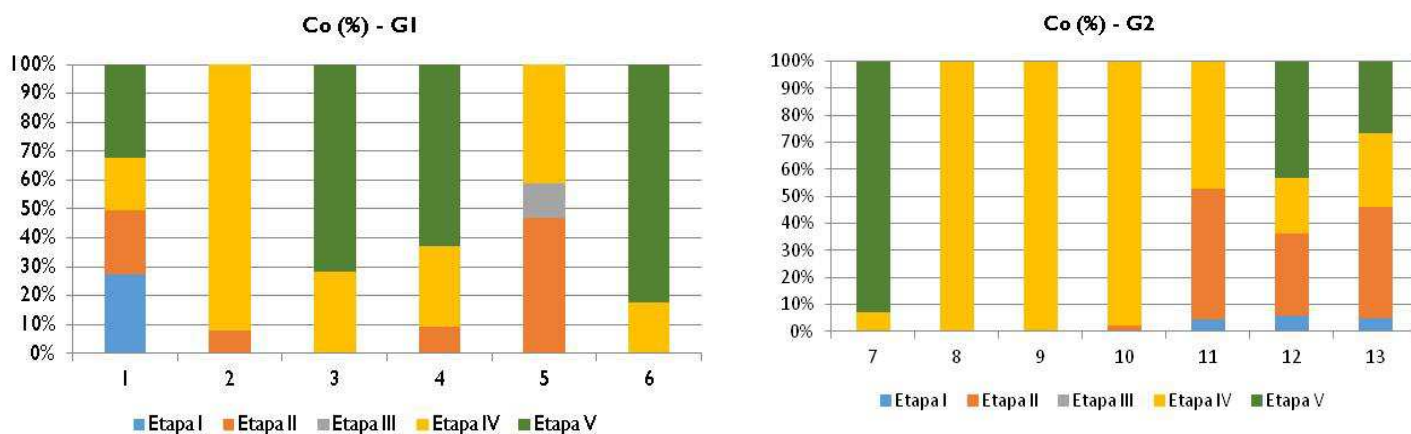
**d) Cobalto:**

Na litosfera, o teor médio de cobalto é de 40 mg/kg, sendo nos solos, o seu teor bastante variável: 5 a 156 mg/kg. O valor médio deste elemento no solo pode ser considerado de 8 mg/kg, podendo atingir valores na ordem dos 3 mg/kg, em solos deficientes neste metal (Marcondes, 2001).

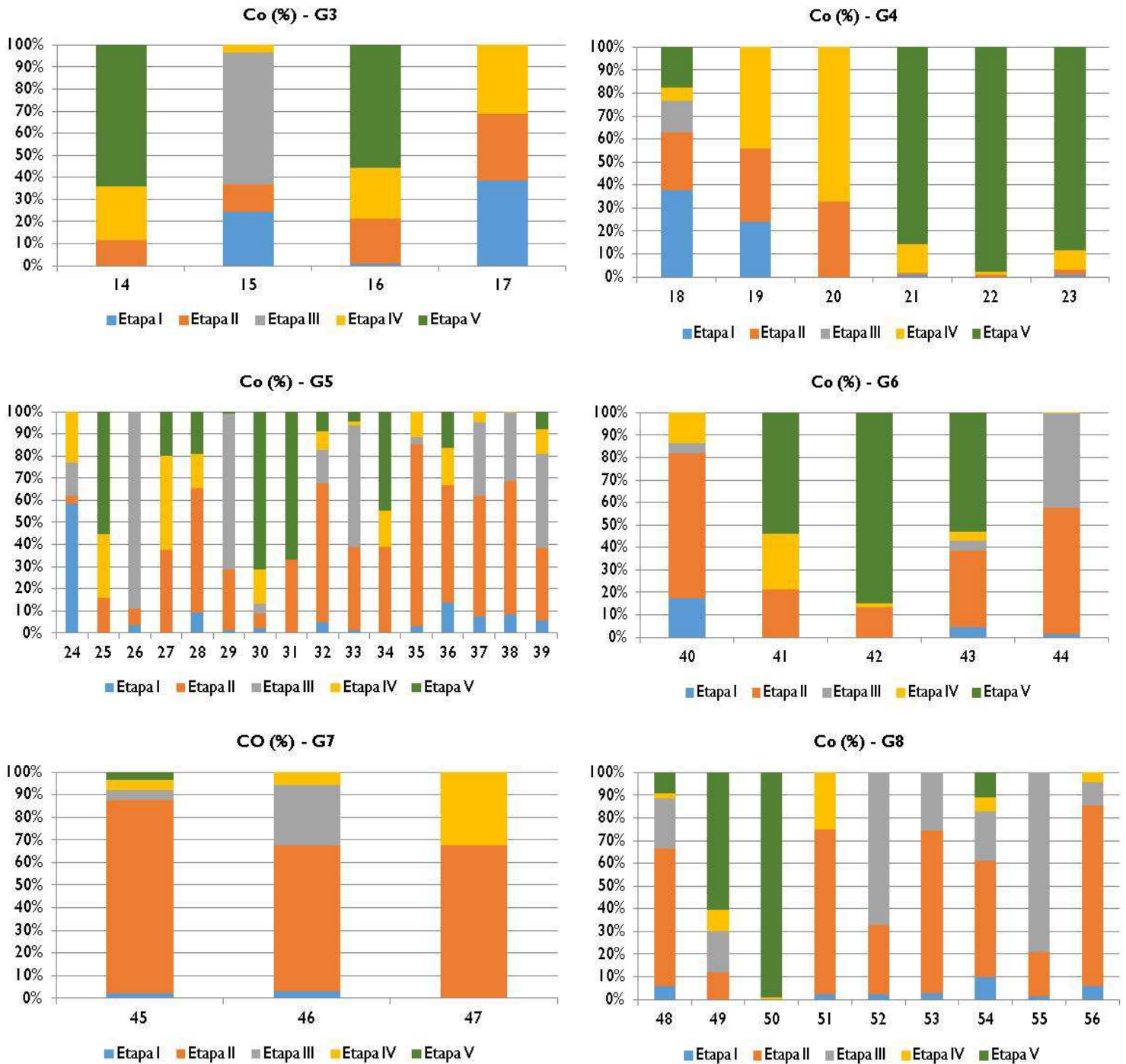
O cobalto disponível nos solos relaciona-se com o teor de acidez, diminuindo a sua disponibilidade com os efeitos da calagem do solo e aumentando com a acidez do solo, ficando nesta última situação exposto aos processos erosivos (Marcondes, 2001).

O processo de extracção sequencial mostra que o cobalto presente nos solos analisados está associado a fracções muito variáveis, nos 8 Grupos de amostras apresentando igualmente variações acentuadas entre amostras e no mesmo Grupo, o que revela a sua proveniência em formas diversas. (Figura 8.20 a) e b)).

A sua concentração nas formas mais lábeis é baixa, no entanto destaca-se a sua presença nesta fase, em teores superiores a 20%, em algumas amostras nomeadamente no solo I, pertencente ao Grupo 1, nos solos 15 e 17, pertencentes ao Grupo 3, nos solos 18 e 19 pertencentes ao Grupo 4 e no solo 24 pertencente ao Grupo 5.



**Figura 8.20 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Co (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



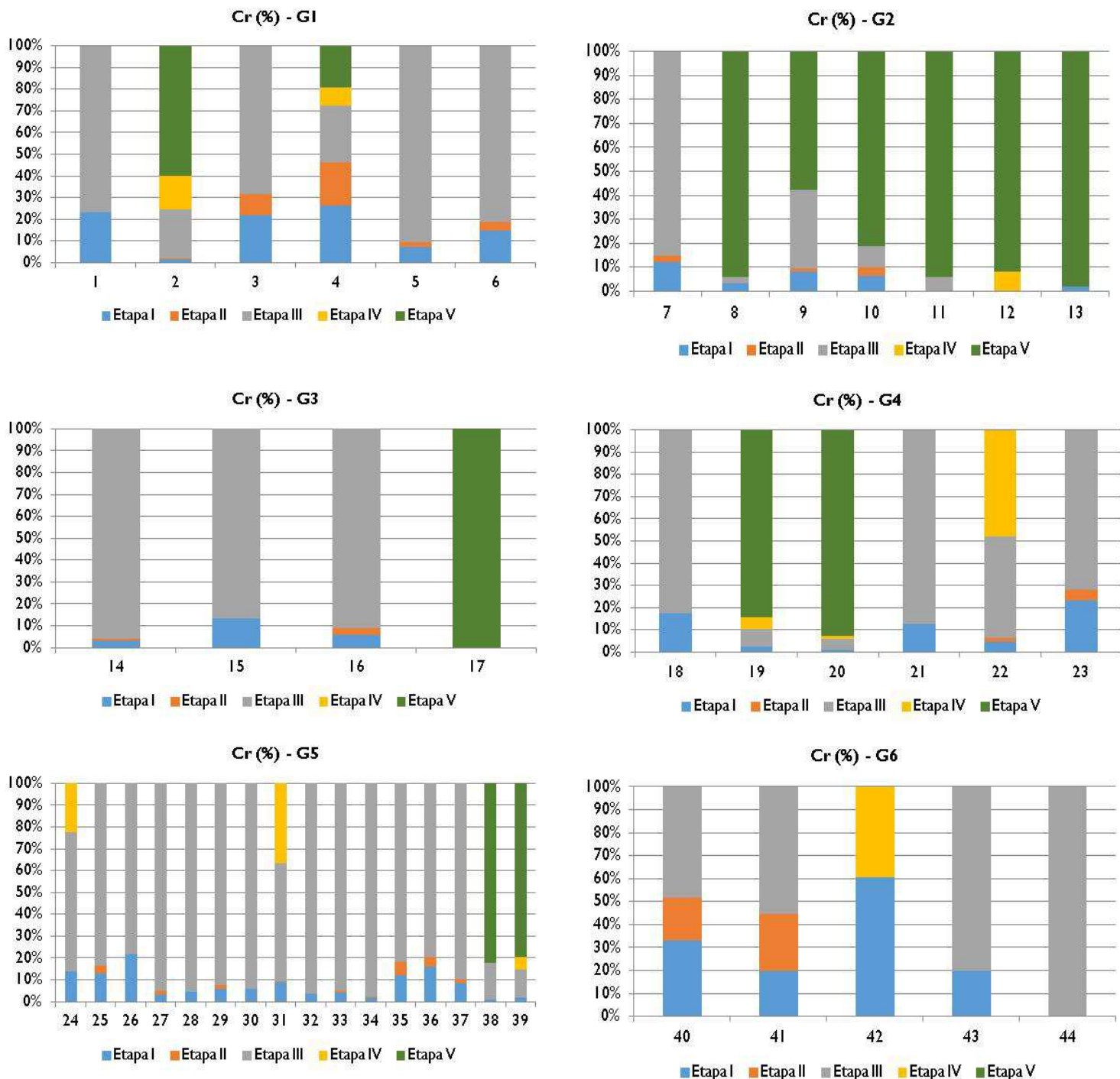
**Figura 8.20 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Co (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

**e) Crómio:**

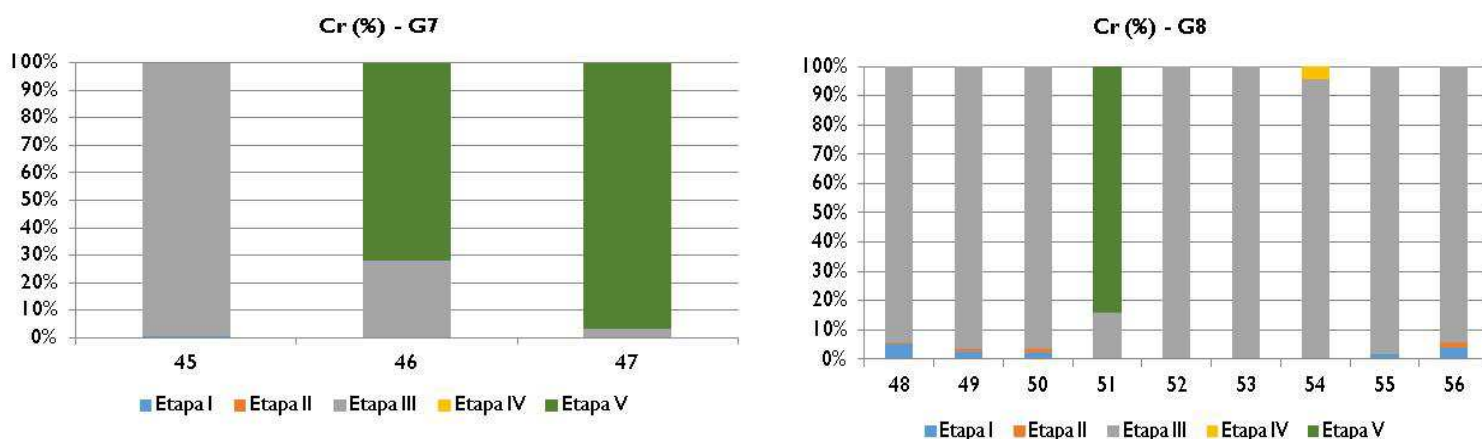
A maioria dos solos apresenta teores inferiores a 100 mg/kg de crómio, sendo no entanto este, um elemento pouco disponível para as plantas, uma vez que de uma forma geral, encontra-se no solo em formas pouco solúveis, como ligado a óxidos de ferro e alumínio, ou na estrutura de minerais argilosos. O crómio concentra-se nas camadas superficiais do solo na forma de  $\text{Cr}^{3+}$ , sendo o  $\text{Cr}^{6+}$  instável e rapidamente convertido em  $\text{Cr}^{3+}$  pela acção da matéria orgânica. Neste sentido o potencial de oxidação-redução e o pH são factores que afectam a sua disponibilidade (Macêdo & Morril, 2008).

O processo de extracção sequencial mostra que o crómio se encontra associado, de uma forma geral, a óxidos de ferro amorfos, o que confere uma certa mobilidade, dependendo do pH do meio. A sua concentração nas formas mais lábeis é baixa, no entanto destaca-se a sua presença nesta fase, em teores superiores a 10%, em algumas amostras nomeadamente nos solos 1, 3, 4 e 6, pertencentes ao Grupo 1, nos solos 18, 22 e 23, pertencentes ao Grupo 2, nos solos 24, 25, 26, 35 e 36, pertencentes ao Grupo 5 e nos solos 40, 41, 42 e 43, pertencentes ao Grupo 6 (Figura 8.21 a) e b)).

Embora apenas em 6 amostras (uma do Grupo G5 e cinco do Grupo G8) se tenham verificado concentrações de Cr superiores ao Valor de Intervenção (VI) definido para zonas agrícolas, a sua associação preferencial a óxidos de ferro amorfos, particularmente nas amostras que registaram teores mais elevados, indica a sua origem em fontes não litogénicas e consequentemente o seu carácter contaminante.



**Figura 8.21 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Cr (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



**Figura 8.21 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Cr (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

**f) Cobre:**

O teor médio de cobre nos solos varia entre 2 e 100 mg/kg, dependendo esta concentração do seu material de origem (Macêdo & Morril, 2008).

Nos resultados obtidos para a extracção sequencial, o cobre mostrou-se pouco móvel, predominando nas formas pouco disponíveis, surgindo preferencialmente associado a óxidos e hidróxidos de ferro cristalino e amorfos, o que reflecte a sua afinidade para ser adsorvido e a facilidade em co-precipitar com óxidos e hidróxidos de ferro.

Esta relação foi também observada nos trabalhos desenvolvidos por Linhares *et al.* (2009), para os solos de Minas Gerais, nos quais se verificou que, apesar da elevada afinidade do cobre com óxidos de alumínio, esta interacção é menor que a afinidade deste metal com óxidos de ferro, sendo os solos que apresentam maiores teores de óxidos de ferro cristalinos e amorfos, os que apresentam a maior concentração de cobre.

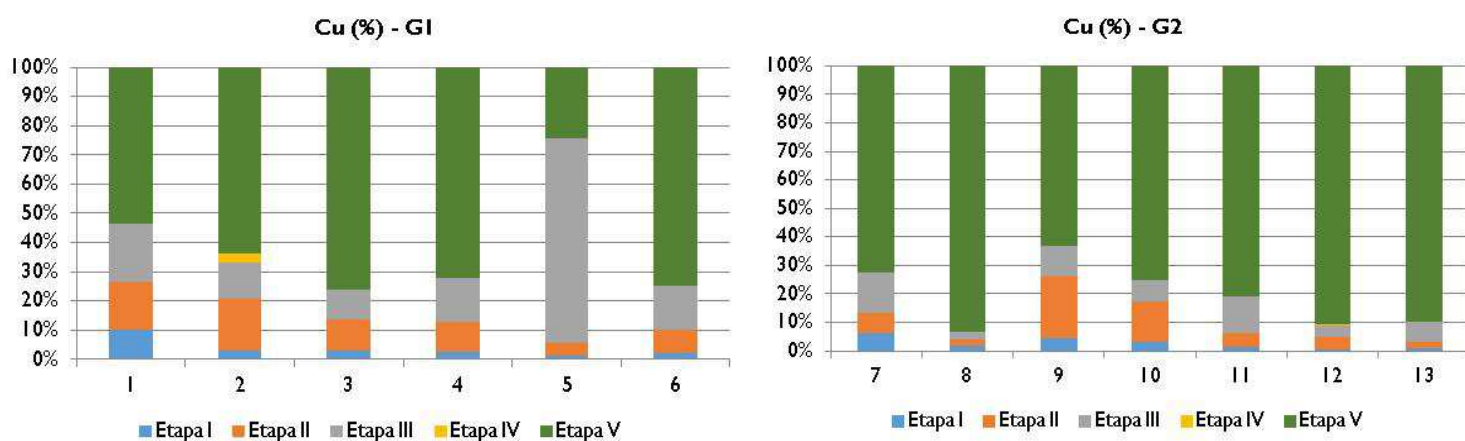
Nos solos analisados, foi também identificada uma relação significativa entre o cobre e a matéria orgânica do solo, tendo sido este elemento também detectado como estando associado à matéria orgânica e parcialmente a sulfuretos secundários (Etapa IV), possivelmente como resultado da dissolução da calcopirite.

De acordo com alguns autores (Linhares *et al.* 2009) a formação de complexos entre compostos orgânicos e o cobre pode aumentar a solubilidade do metal e favorecer a migração do mesmo, no perfil do solo.

Além da importante complexação do cobre com substâncias orgânicas, formando complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, a sua imobilização pode também ser devida à ligação em fracções não trocáveis do solo, o que se verificou nos solos com baixos teores de matéria orgânica, nos quais o cobre se encontrava, quase que totalmente, ligado a óxidos e hidróxidos de ferro cristalino.

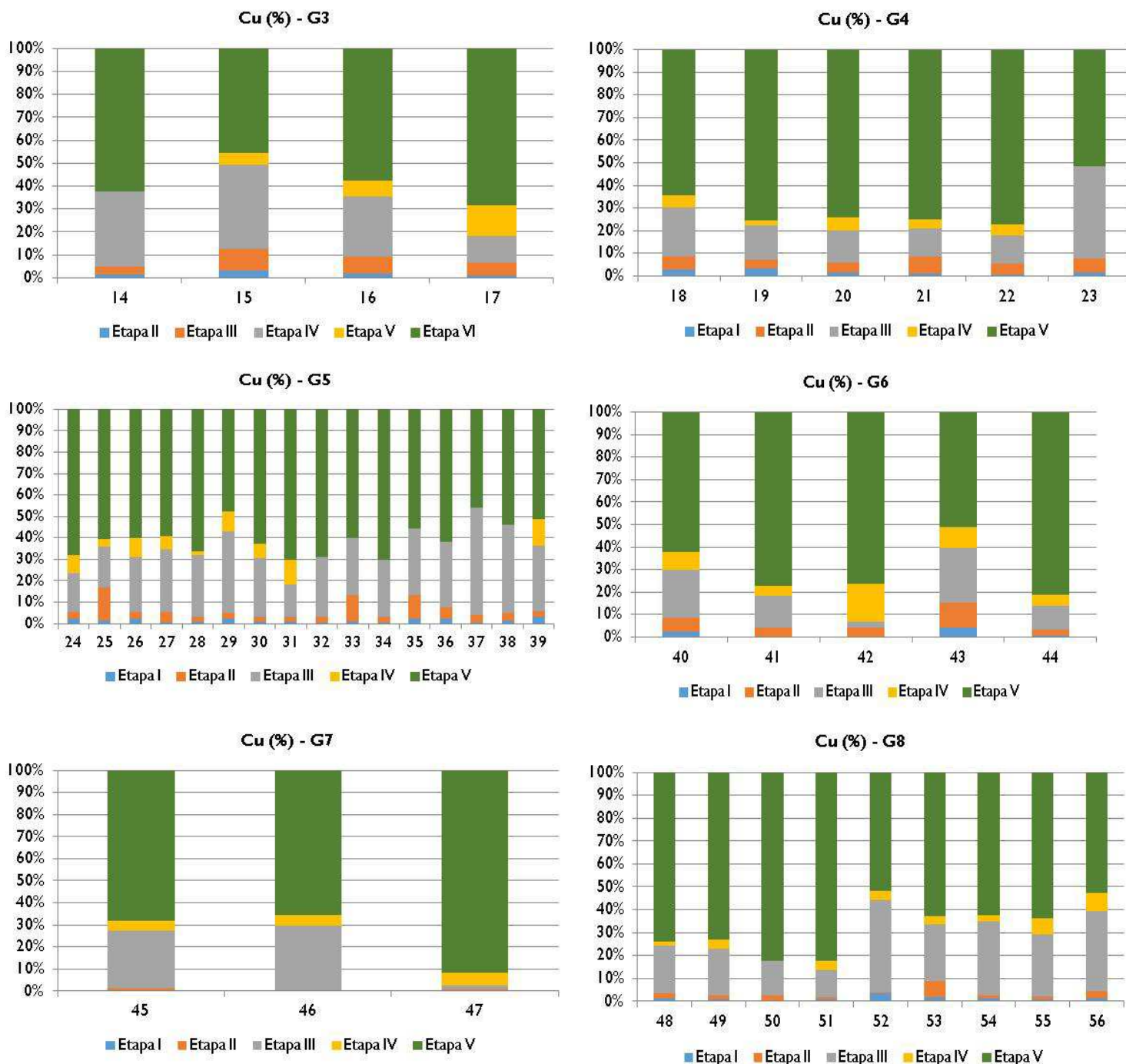
O estudo da extracção sequencial do cobre nos solos analisados permite referir que em média a percentagem de cobre associado às diferentes fracções seguiu a seguinte ordem: óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos (Etapa V) > óxidos e hidróxidos de ferro amorfos (Etapa III) > óxidos de manganês (Etapa II) > matéria orgânica (Etapa IV) > fracção solúvel (Etapa I) (Figura 8.22 a) e b)).

O elevado índice de retenção de cobre na fracção cristalina é indicativo da forte ligação deste metal à matriz do solo. Embora com concentrações quase sempre superiores ao Valor de Referencia da Qualidade (VRQ), é na forma química em que maioritariamente ocorre, o cobre não apresenta comportamento de elemento contaminante.



**Figura 8.22 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Cu (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).





**Figura 8.22 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Cu (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

**g) Chumbo:**

A ocorrência de chumbo no solo, de forma natural, acontece muito raramente. De uma forma geral, o peso deste elemento no solo e nas rochas é inferior a 0,1%. O seu raio iónico permite que ele seja trocado através de ligações isomórficas pelo potássio na estrutura dos silicatos, existindo desta forma um aumento geral na concentração de chumbo em solos derivados de rochas ígneas, ultrabásicas ou ácidas (Macêdo & Morril, 2008).

Os horizontes superficiais do solo possuem uma grande afinidade na acumulação de chumbo, proveniente de factores de deposições atmosféricas ou de fontes industriais e agrícolas, devido principalmente à baixa solubilidade do elemento e à forte adsorção ao solo, neste sentido, teores elevados deste elemento têm vindo a ser reportados (Pierangeli *et al.* 2001; Macêdo & Morril, 2008).

O chumbo na solução do solo pode apresentar diferentes formas, em função do pH. Devido à acidez dos solos, a forma predominante do metal deverá ser  $Pb^{2+}$ . As formas iónicas ( $Pb^{2+}$  e  $PbOH^+$ ) encontram-se hidratadas na solução do solo, prontamente disponíveis para serem lixiviadas (Wowk & Melo, 2005).

O chumbo presente na fracção solúvel e de troca (Etapa I) representa a fracção do metal com maior potencial de poluição dos ecossistemas aquáticos. Efectivamente, a sua presença nestas etapas é significativa em praticamente todos os grupos de amostras, particularmente nos Grupos I a 4, com uso do solo maioritariamente agrícola (Figura 8.23 a) e b)).

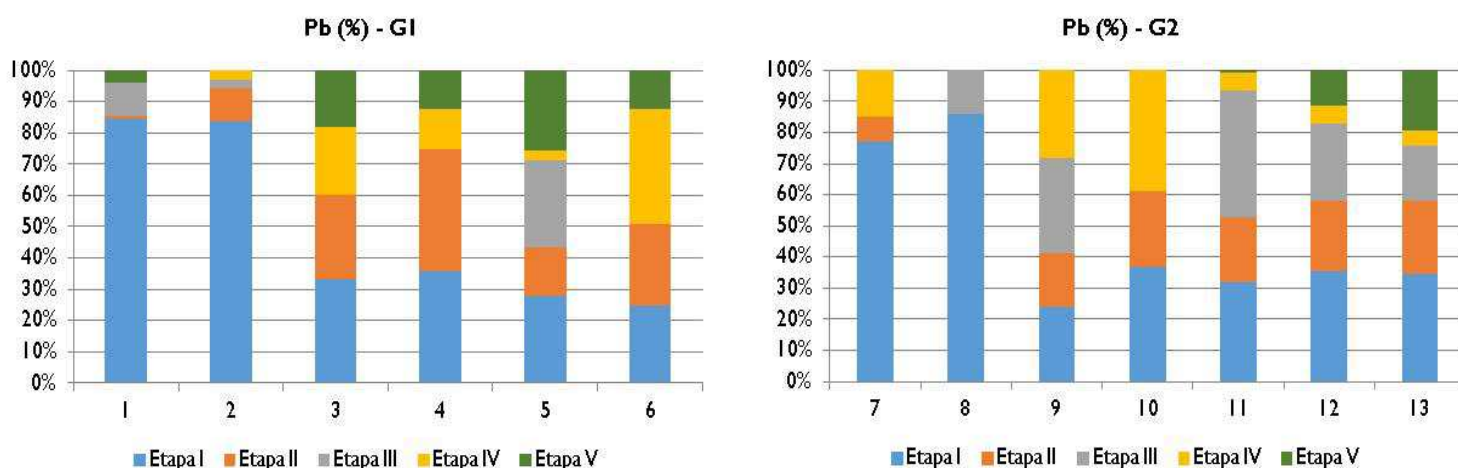
Esta situação pode ser explicada uma vez que a aplicação de nutrientes catiónicos como  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $K^+$ , adicionados durante a fertilização, promovem, em elevadas concentrações, a troca do metal adsorvido ( $Pb^{2+}$ ), aumentando a sua concentração na solução do solo (Wowk & Melo, 2005).

As restantes fracções nas quais o chumbo se encontra presente, representam as formas mais estáveis do metal (adsorção específica), indicando menor possibilidade de passagem para a solução do solo, devido a interacções mais fortes com a superfície dos minerais e da matéria orgânica.

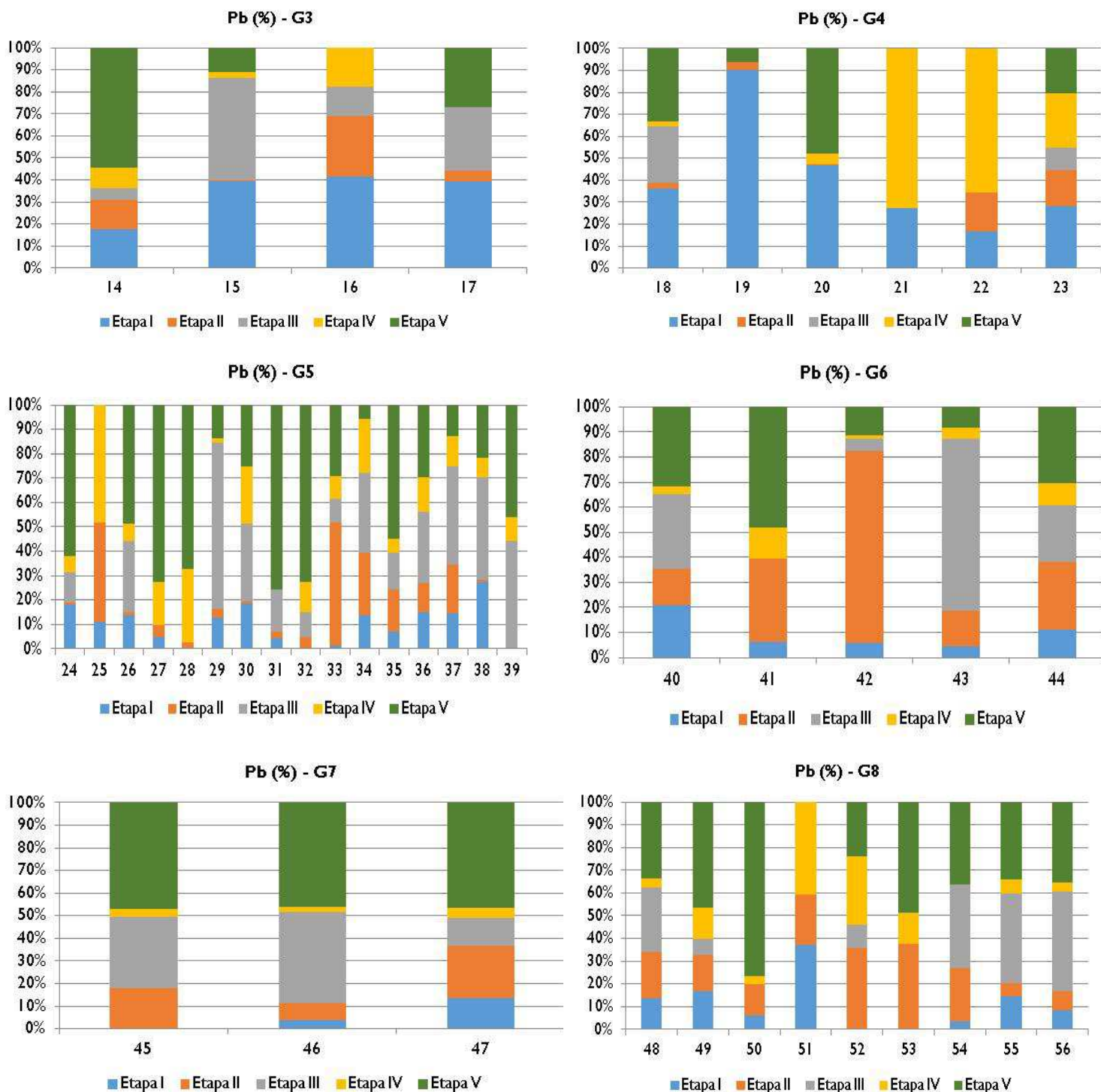
Nas amostras do Grupo 6 e 8, onde se verificaram elevados teores de óxidos de manganês (ver Figura 8.23 a) e b)) verifica-se uma associação de chumbo significativa, sendo de notar a existência de uma proporcionalidade entre as fracções de chumbo ligadas a óxido de manganês (Etapa II) e a concentrações de manganês sob a forma de óxidos.

Nos solos do Grupo 7 e 8, amostras onde se registaram valores de pH superiores, verifica-se uma diminuição da concentração deste metal nas formas mais solúveis, passando este, a estar associados à matéria orgânica e a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos e amorfos. Efectivamente, de acordo com estudos desenvolvidos por Wowk & Melo (2005), os compostos amorfos exercem uma maior influência sobre algumas propriedades do solo, visto apresentarem elevada superfície específica e grande número de cargas superficiais dependentes do pH, contribuindo para a adsorção específica de chumbo e limitando a sua lixiviação.

No Brasil, teores de chumbo superiores aos reportados na literatura mundial, têm sido observados em alguns fertilizantes e calcários, biossólidos e compostos provenientes de resíduos urbanos. Embora existam normas regulamentares relativas à concentração máxima permitida de chumbo para que um resíduo ou correctivo possam ser adicionado aos solos, estas normas são consideradas genéricas, uma vez que não têm em consideração as características do solo (Pierangeli *et al.* 2001).



**Figura 8.23 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Pb (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



**Figura 8.23 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Pb (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

#### h) Zinco:

O zinco é um elemento essencial para os animais e vegetais, no entanto, à semelhança de outros elementos, em quantidades excessivas torna-se fitotóxico (Terrell, 2007).

Este elemento encontra-se presente no solo em minerais primários (minerais ferromagnesianos em rochas básicas e biotite em rochas ácidas) e secundários (precipitados sob diversas formas, dependendo das condições do meio: fosfatos, carbonatos e hidróxidos), como catião de troca ( $Zn^{2+}$ ), na solução do solo e na matéria orgânica. O seu teor no solo normalmente varia entre 10 e 30 mg/kg de zinco total, no entanto, o teor de troca é muito inferior, frequentemente na ordem dos 1 mg/kg, ou menos (Macêdo & Morril, 2008).

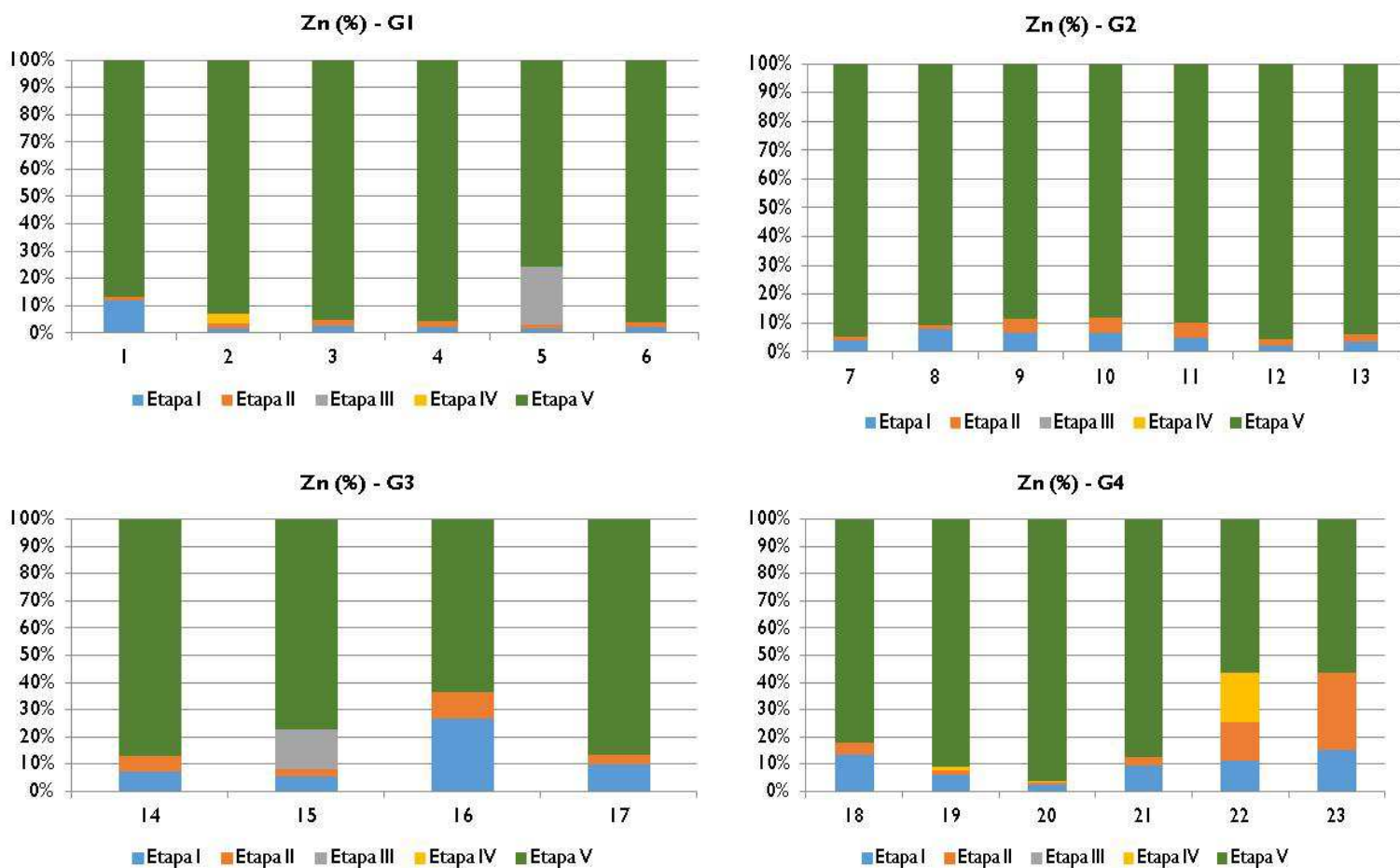
Em solos tropicais, os solos geralmente apresentam baixos teores de zinco, constituindo a adição deste elemento como fertilizante uma prática bastante comum. Para além da aplicação de fertilizantes à base de zinco, a aplicação de rejeitos industriais, pesticidas e composto proveniente do tratamento de resíduos sólidos urbanos, representam importantes meios de incorporação de níveis excessivos deste elemento nos solos (Macêdo & Morril, 2008).

Os resultados obtidos para a extracção sequencial, mostram que o zinco se encontra distribuído em praticamente todas as fracções do solo, mostrando uma grande dependência dos valores de pH. Contudo na globalidade das amostras o zinco encontra-se preferencialmente associado a óxidos de ferro cristalinos, a fracção mais estável de entre as fracções extraíveis.

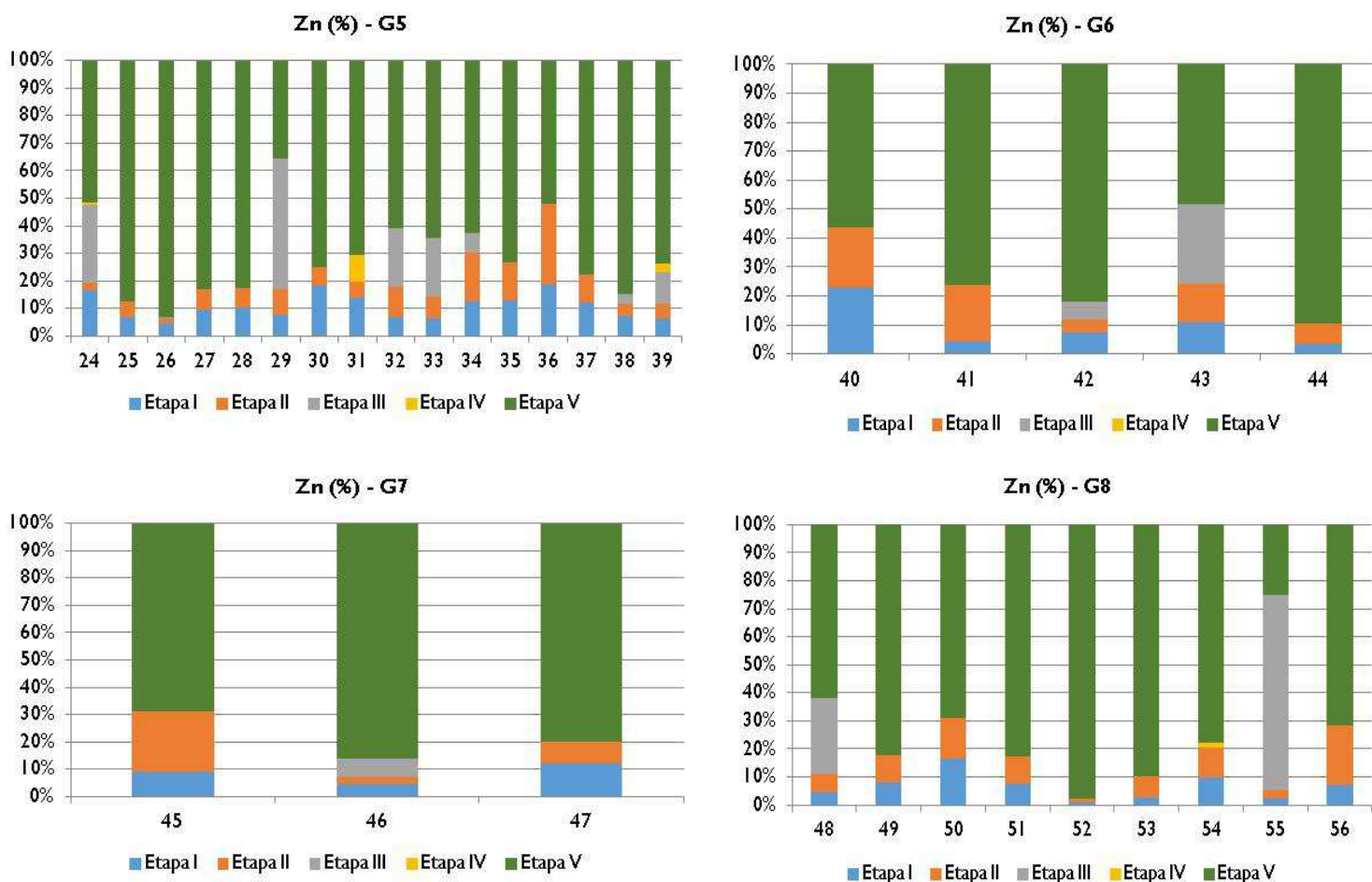
A fracção mais lábil, considerada de maior biodisponibilidade, onde o zinco é mais facilmente lixiviado, foi bastante significativa em algumas amostras, nomeadamente as amostras de solos 16, 18, 23, 24, 30, 31, 34, 35, 36, 37 e 40, onde este metal ultrapassou, nesta fracção os 10% (Figura 8.24 a) e b)). Podendo esta situação ser explicada pelos motivos anteriormente referidos.

No entanto, de uma forma geral, em praticamente todas as amostras de solos, a maior retenção de zinco verificou-se nas fracções menos solúveis, podendo a sua ocorrência ser devida à presença de zinco herdado do material de origem, encontrando-se na estrutura de minerais silicatados e de óxidos de ferro e de alumínio, bem como o zinco fortemente retido na superfície dos componentes da fracção húmica e dos óxidos de ferro cristalinos, reflectindo a grande tendência do metal se encontrar em formas não disponíveis (Linhares *et al.*, 2009).

Atendendo à estabilidade química das fracções onde o zinco preferencialmente se encontra retido, pode-se considerar que este elemento, não possui nestas áreas, um comportamento contaminante.



**Figura 8.24 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Zn (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



**Figura 8.24 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Zn (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

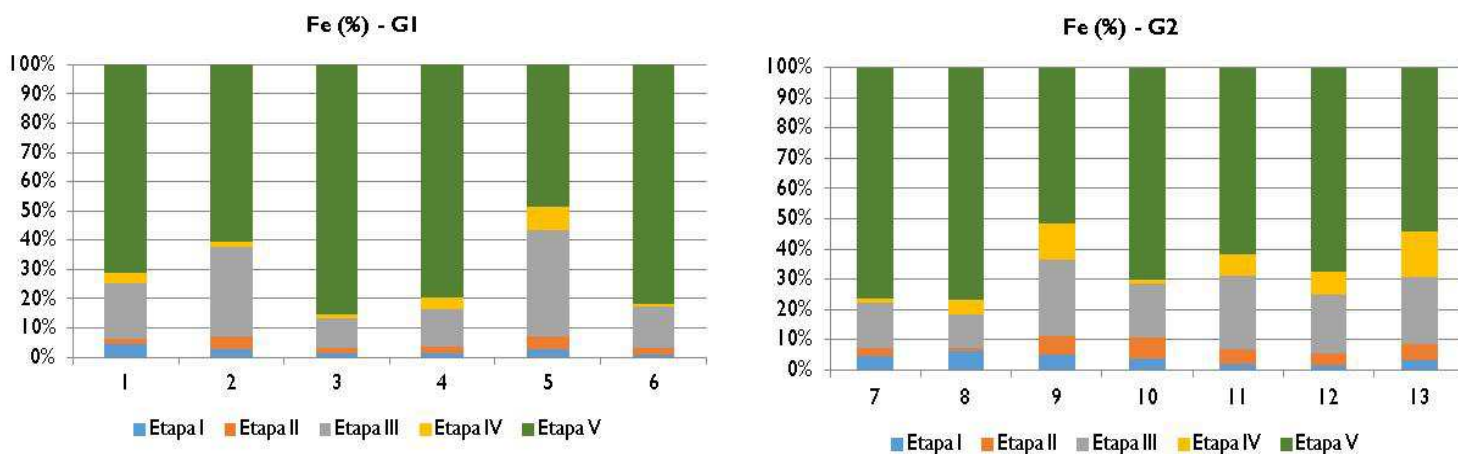
**i) Ferro:**

Os resultados obtidos para a extracção sequencial mostram que o ferro, como seria de esperar face à localização da rede de amostragem, se encontra, praticamente em todas as amostras, maioritariamente retido na fracção cristalina dos óxidos de ferro do solo (Figura 8.25 a) e b)).

A área de estudo encontra-se localizada numa região dominada por extensos depósitos de minério de ferro (Quadrilátero Ferrífero), sendo de destacar as explorações mineiras de ferro e manganês.

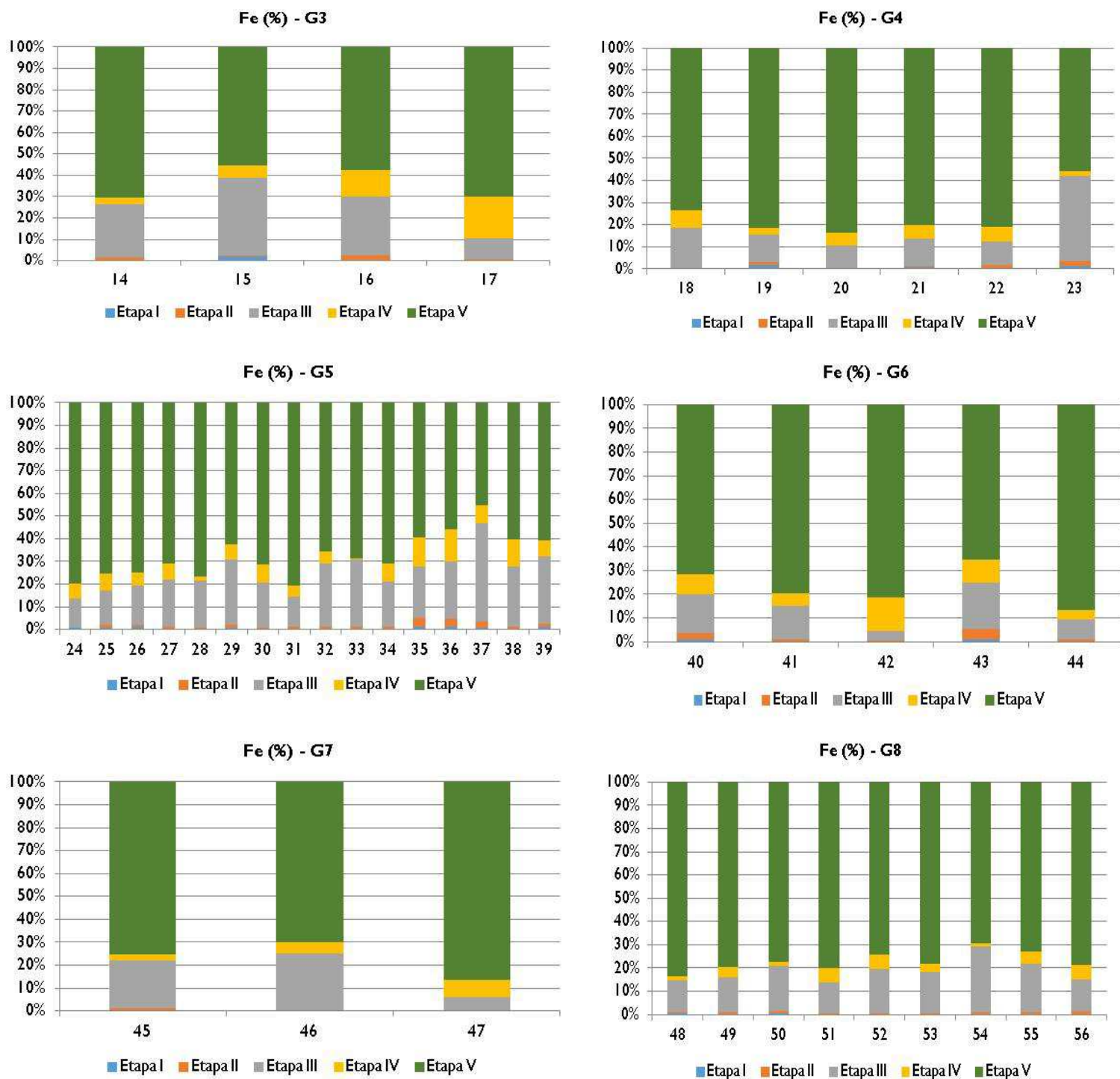
Contudo o ferro existente sob a forma de óxidos amorfos tem alguma expressão em amostras dispersas dos Grupos 1, 3 e 4, atingindo valores significativos em algumas amostras do Grupo 5, nomeadamente nas amostras 29, 32, 33, 36, 37, 38 e 39.

Embora o Grupo 5 de amostras se localize em zonas predominante agrícola, de pastagem e de mata, alguns dos locais amostrados já se encontram próximos de zonas residenciais. Considerando ainda os baixos valores de pH registados neste grupo de amostras, as formas amorfas de óxidos de ferro poderão resultar de uma precipitação secundária dos produtos provenientes dos resíduos das actividades mineiras.



**Figura 8.25 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Fe (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).





**Figura 8.25 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Fe (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

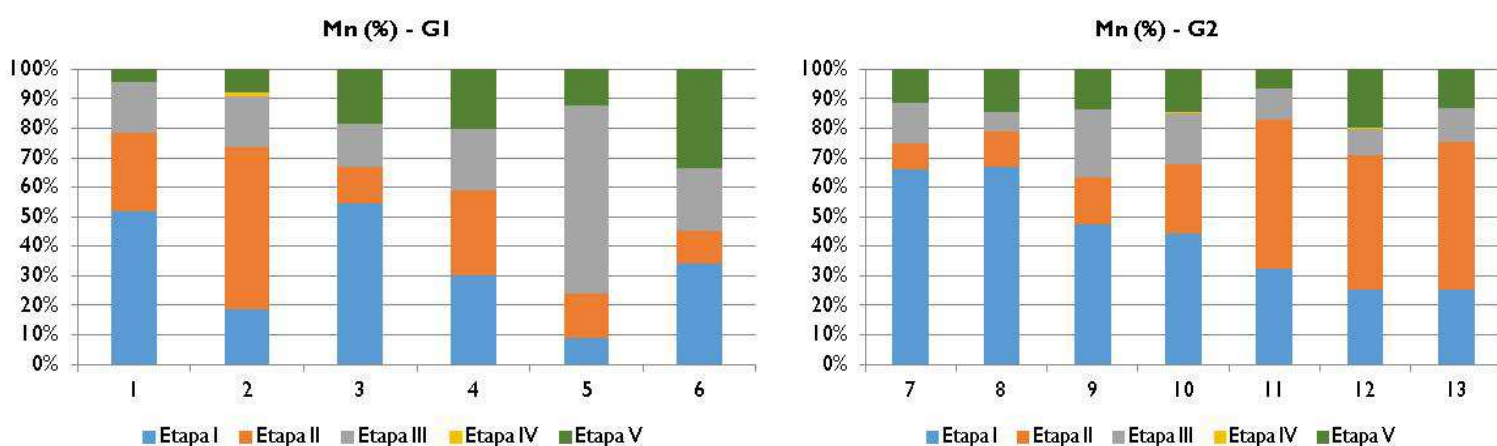
**j) Manganês:**

O manganês encontra-se na natureza combinado com outros elementos, formando minerais, na sua maioria, óxidos. Os óxidos de manganês, de uma forma geral ocorrem em pequenas proporções nos solos, porem possuem significativa influência nas suas propriedades químicas e apresentam elevada capacidade na adsorção de metais pesados, podendo acumular grande quantidade desses elementos.

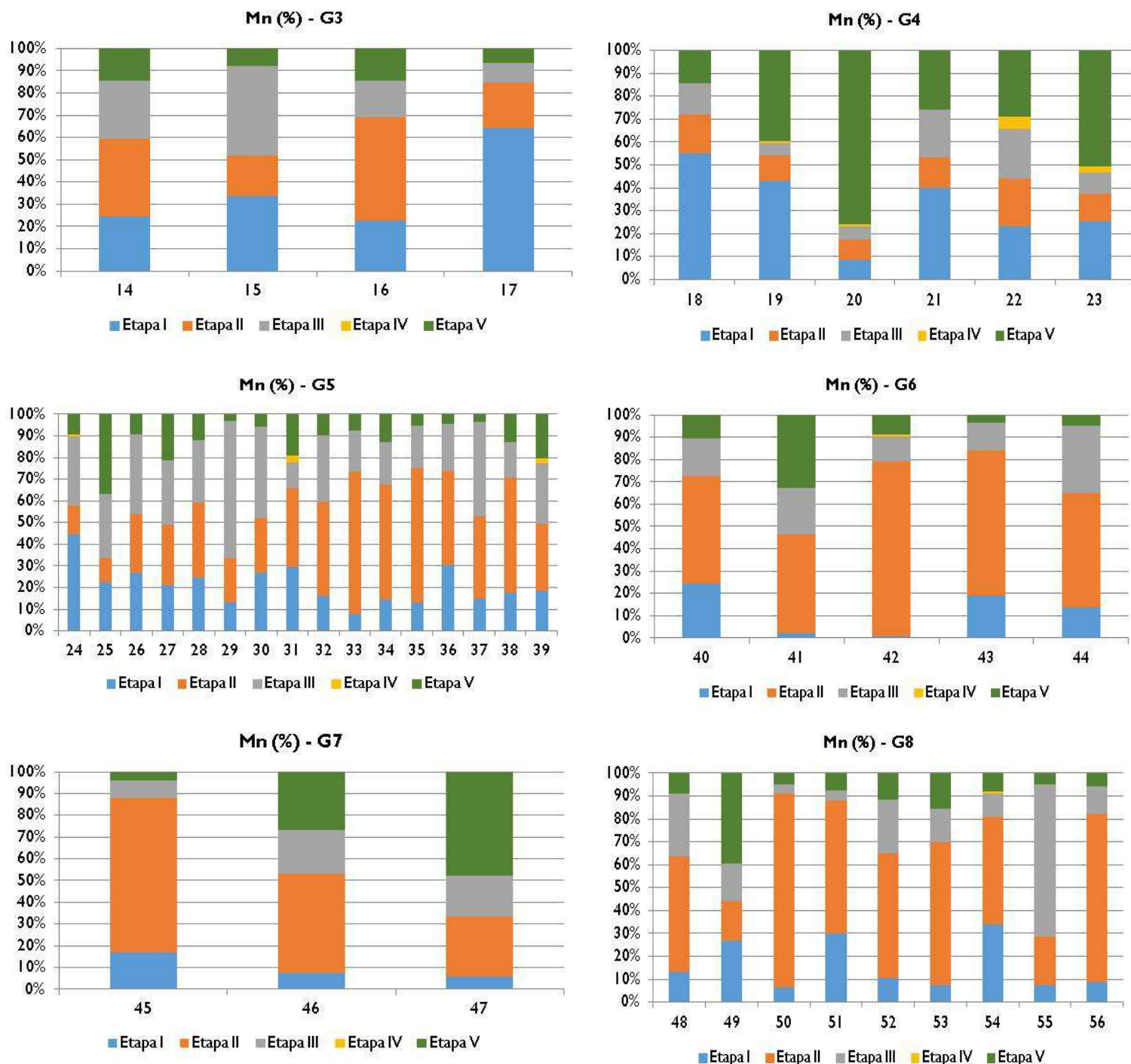
À semelhança do ferro, os teores de óxidos de Mn, em solos do Quadrilátero Ferrífero, são muito elevados (Campos, 2010; Carvalho Filho *et al.* 2010; Andrade *et al.* 2013).

Os resultados obtidos para a extracção sequencial mostram que o manganês se encontra distribuído nas fracções mais lábeis (Etapas I e II), com maior potencial de poluição dos ecossistemas aquáticos. (Figura 8.26 a) e b)). Esta situação pode ser explicada considerando o pH ácido, que influencia positivamente o aumento de solubilidade e de concentração deste elemento nos solos.

Apenas nas amostras do Grupo 4 existe uma concentração mais significativa de manganês em formas mais estáveis (óxidos de ferro cristalinos).



**Figura 8.26 a)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Mn (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).



**Figura 8.26 b)** – Representação gráfica da extracção sequencial do Mn (Continuação) (Etapa I: formas mais lábeis dos metais, existentes na fase solúvel, adsorvidos como catiões de troca e ligados a carbonatos; Etapa II: formas ligadas a óxidos de manganês; Etapa III: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro amorfos; Etapa IV: formas ligadas a material orgânico e parcialmente a sulfuretos; Etapa V: formas ligadas a óxidos e hidróxidos de ferro cristalinos).

## 8.5. Conclusões

A aptidão agrícola das terras é muito dependente da capacidade que um dado solo possui em fornecer nutrientes. Esta capacidade pode apresentar-se naturalmente elevada, no entanto pode ser também construída ou recuperada através de intervenções na fertilidade do solo.

A exploração agrícola promove uma série de alterações nas propriedades químicas dos solos, desde o aumento da actividade biológica e capacidade de decomposição de materiais orgânicos, à acidificação do ambiente e à modificação na capacidade de retenção de nutrientes pelo solo (Embrapa, 2007).

Relativamente aos teores de matéria orgânica, azoto e enxofre, os solos estudados parecem ser favoráveis sob o ponto de vista de fertilidade, embora raramente ultrapassem os teores considerados médios. No entanto, para o crescimento vegetal não interessa ter concentrações muito elevadas destes elementos, uma vez que deverá existir um certo equilíbrio entre os diversos parâmetros físicos e químicos, de forma a obter uma produção económica rentável (Fonseca, 2002 a).

No que diz respeito aos teores de fósforo assimilável, os valores de concentração são baixos, em consequência da forte imobilização pelos óxidos de ferro, associada a um pH baixo, pouco favorável à solubilidade deste nutriente. Os valores de potássio assimilável são contudo elevados. Porém, tendo em conta os baixos valores de pH e os teores baixos da maioria dos nutrientes, a calagem e a adubação são indispensáveis à prática da agricultura nesta região.

Efectivamente, as concentrações de nutrientes em formas disponíveis para as plantas são influenciadas pela acidez do solo, uma vez que a solubilidade dos compostos minerais e a capacidade de troca, se encontram directamente relacionadas com a actividade dos iões de hidrogénio. De uma forma geral, a formação dos solos ácidos é o resultado da combinação de muitos factores, possuindo as condições climáticas, nomeadamente temperaturas elevadas e intensa precipitação, especial relevância. Estas condições favorecem a rápida decomposição da rocha, com lixiviação das bases de troca e consequente erosão do solo com concentração de ião de troca como o  $Al^{3+}$  e  $H^+$  responsáveis pela acidez do solo.

Neste sentido, a maioria dos solos tropicais, apresentam níveis de acidez elevados, sendo este considerado o maior factor de degradação dos solos em zonas tropicais e temperadas. Em todas as amostras de solos analisados o pH variou entre muito ácido, ácido e pouco ácido.

Neste tipo de solos, a limitação ao desenvolvimento das plantas decorre, principalmente, dos efeitos indirectos do pH, como o aumento da disponibilidade de alumínio e manganês a níveis tóxicos, ou a deficiências nos teores de Ca, Mg, P ou Mo, que prevalecem sobre os efeitos

directos do pH. Desta forma, a eficiência da utilização de fertilizantes é menor em solos ácidos, sendo necessárias actividades para a correcção da fertilidade do solo, como a calagem (Embrapa, 2007).

Após a análise dos teores totais e da disponibilidade de metais no solo, através da metodologia de extracção sequencial, foi possível verificar que os valores de pH possuem uma forte influência na adsorção e mobilidade dos metais analisados, afectando a sua concentração na solução do solo.

Sob condições ácidas, o fenómeno de adsorção e solubilização é mais significativo no controlo da biodisponibilidade de metais, enquanto que, reacções de precipitação e complexação têm maior influência em condições neutras a alcalinas (Vowk & Melo, 2005; Domingues, 2009).

A aplicação da técnica de extracção química sequencial, permitiu verificar que:

- 1) O pH é um factor importante no controlo da distribuição geoquímica dos elementos estudados. Os solos amostrados caracterizam-se por serem muito ácidos. Grande parte dos metais analisados apresenta um comportamento idêntico, apresentando-se em concentrações significativas nas fracções mais biodisponíveis (solúvel em água), como é o caso dos elementos Mn, Pb, Cr e Co. Pelo contrário, os metais As, Cu, Zn e Fe, evidenciam uma menor mobilidade, devido à adsorção aos óxidos e hidróxidos de Fe, revelando importantes incrementos na fracção cristalina, pelo que se encontram em baixas concentrações nas fracções biodisponíveis;
- 2) Teores importantes de Mn e Pb encontram-se nas fracções mais facilmente biodisponíveis, como consequência dos processos de oxidação e redução;
- 3) Os elementos contidos nas fases minerais secundárias, como nos sulfuretos, podem ser considerados temporariamente retidos e, portanto, potencialmente biodisponíveis, ou seja, podem ser libertados mediante alguma alteração das condições físicas e químicas do meio (Favas, 2011). Este processo tem particular importância na disponibilidade do chumbo dado constituir uma fracção importante de associação a este elemento.

A disponibilidade de metais pesados no solo possui uma implicação directa no mecanismo de adsorção pelas plantas e, conseqüentemente, na sua entrada na cadeia alimentar, para além da influência na contaminação e poluição de ecossistemas aquáticos.

Várias características do solo afectam a disponibilidade dos metais pesados no solo, sendo os mais importantes: 1) o pH, 2) a capacidade de troca catiónica, 3) a matéria orgânica do solo, 4)

o potencial de oxidação redução e 5) a interação com outros elementos na solução do solo (Domingues, 2009).

Neste sentido, a calagem, para além de corrigir a acidez do solo promove a diminuição dos teores disponíveis no solo de metais e aumenta a disponibilidade da maioria dos nutrientes, de maneira que os valores de pH dentro de uma faixa de ligeira acidez, determinam um ambiente mais equilibrado nutricionalmente.

## CAPÍTULO 9

### DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

O território brasileiro é caracterizado por possuir uma grande diversidade de classes de solos, correspondendo directamente à intensidade da manifestação das diferentes formas e tipos de relevo, clima, material de origem, vegetação e organismos associados, os quais, por sua vez, condicionam diferentes processos de formação do solo.

A zona de estudo analisada neste trabalho (Alto Paraopeba), localiza-se na Região Sudeste do Brasil, com predominância de clima tropical quente e caracterizada por possuir grandes extensões de solos profundos, bem drenados, de baixa fertilidade natural, no entanto com características físicas favoráveis, para além das condições topográficas, que permitem a utilização de meios mecânicos na lavoura (IBAMA, 2002).

De acordo com o Relatório Geo Brasil – 2002 – Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil, elaborado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), no ano de 2002, a Região Sudeste do Brasil apresentava cerca de 70% dos seus solos com risco de susceptibilidade à erosão variando entre muito baixa e média. As restantes áreas (30%) correspondem, de uma forma geral, a solos com elevados conteúdos de areia, como os neossolos quartzíticos e alguns latossolos de textura média, os quais apresentam fraca estrutura, sendo facilmente arrastados pela acção da água da chuva, mesmo em zonas de relevo relativamente plano.

O mesmo Relatório refere a ocorrência, nesta região, de processos erosivos severos, com formação de ravinas, em locais próximos a linhas de drenagem, como resultado da conjugação de solos muito friáveis e relevo mais acidentado (IBAMA, 2002).

A erosão do solo é um dano, que tradicionalmente se encontra associado, em zonas tropicais e semiáridas, à agricultura, sendo um fenómeno importante pelos seus efeitos a longo prazo sobre a produtividade e sustentabilidade agrícola (Morgan, 1997). Torna-se, no entanto, num problema que apresenta maior significado ao afectar, zonas florestais e urbanas, causando também importantes impactes negativos nos ecossistemas aquáticos.

Actualmente a erosão do solo transformou-se num fenómeno global, devido às consequências ambientais provocadas pela sedimentação e contaminação. Efectivamente, fenómenos de contaminação podem surgir, devido à ocorrência de pequenos, mas frequentes, processos erosivos, tanto em climas temperados como tropicais. Desta forma, o controlo da erosão é uma necessidade existente em praticamente todos os países do mundo, para qualquer tipo de uso de solo que seja considerado.

Dentro de um contexto ambiental, torna-se neste sentido necessário controlar a erosão e implementar medidas de conservação do solo. Na elaboração de programas de conservação do solo, poderão ser sugeridas diferentes metodologias como a descrita por Morgan (1997) e apresentada no Capítulo 6 da presente dissertação.

Seguindo a metodologia definida por este autor, a elaboração de Planos de Conservação do Solo, deverá seguir as seguintes etapas: 1) modelação da erosão do solo; 2) análise da capacidade agrónómica do solo; 3) definição de necessidades de conservação e proposta de medidas e 4) implementação das medidas propostas.

### **9.1. Modelação da Erosão do Solo**

Os processos de degradação do solo encontram-se associados a factores pedológicos, climáticos e antrópicos. A intensidade e a taxa de desenvolvimento desses processos são ampliadas por: 1) pelo uso de mobilização inadequados do solo, 2) desflorestação indiscriminada, 3) exploração acima da capacidade de suporte do solo e 4) uso intensivo de maquinaria agrícola pesada na mobilização do solo, que expondo-o a factores ambientais, induzem à degradação continuada das suas propriedades físicas, químicas e biológicas (IBAMA, 2002).

A perda da camada superficial do solo é a principal forma de expressão da degradação dos solos no Brasil, sendo a erosão a sua maior causa.

Neste sentido, a modelação do risco de erosão torna-se extremamente importante na avaliação do recurso solo, com o objectivo de identificar as áreas do terreno, onde a máxima produtividade sustentável para um determinado uso do solo é ameaçada pelas excessivas perdas de solo (Morgan, 1997).

Desta forma, a modelação da erosão do solo, pretende identificar numa determinada área, quais as zonas expostas a maior risco de erosão do solo, tendo em vista a implementação de programas de conservação do solo.



Na presente dissertação a modelação da erosão na área em análise, Alto Paraopeba (Minas Gerais), foi efectuada com recurso à ferramenta EHE – Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural.

Este modelo, desenvolvido em ambiente SIG e elaborado na Universidade de Évora (Portugal), considera a força gravítica como um factor primordial em processos de erosão decorrentes do escoamento superficial. Esta ferramenta inicialmente desenvolvida para modelar a erosão hídrica estrutural no território português, no âmbito da implementação da Rede Natura 2000, mostrou-se igualmente eficaz, na modelação da erosão em zonas tropicais.

Após a modelação da erosão no Alto Paraopeba, a rede de amostragem foi definida aleatoriamente, tendo em consideração o tipo de solo e o acesso a esses locais.

A utilização do modelo EHE permitiu a identificação das áreas expostas a maior e menor risco de erosão, tendo sido definida uma rede de amostragem contendo oito grupos de amostras.

## **9.2. Análises da Capacidade Agronómica do Solo**

### **9.2.1. Avaliação da Produtividade dos Solos**

Os solos analisados, à semelhança do que ocorre na maioria dos solos tropicais, são solos ácidos, encontrando-se os teores de matéria orgânica, azoto e enxofre dentro dos valores considerados médios, apresentando no entanto, teores baixos em nutrientes essenciais ao crescimento e desenvolvimento das culturas, como é o caso do fósforo.

Neste sentido, considera-se que a calagem e a adubação do solo, são considerados fundamentais do ponto de vista agrícola.

A função da calagem é corrigir a acidez do solo, conferindo, conseqüentemente, um aumento da produtividade das culturas. Considera-se importante referir que a calagem apenas terá impacto positivo se for realizada para atingir valores de pH do solo entre 5,8 e 6,0 (Embrapa, 2007).

Os resultados de pH do solo, obtidos em zonas com tipo de uso agrícola (amostras 5 e 34, com pH de 4,19 e 3,55 respectivamente) e, inclusive, em alguns locais, com os solos preparados para plantio (amostra 54, com pH de 4,48), parecem indicar a não utilização desta técnica, ou a sua aplicação de forma ineficiente, uma vez que não se verificam as condições desejadas de pH do solo.

Efectivamente, foi possível verificar que o pH é um factor de extrema importância no controlo da distribuição geoquímica dos elementos analisados, nutrientes e metais pesados, nos solos estudados.

### 9.2.2. Teores Totais e Disponibilidade de Metais no Solo

A composição elementar total no solo tem utilidade bastante limitada, no entanto o seu conhecimento favorece indicativos do seu teor natural no ambiente, que é importante nos estudos ambientais de contaminação e de poluição, principalmente, no estabelecimento de padrões de referência. Para substâncias inorgânicas de interesse ambiental, como é o caso dos metais pesados, que ocorrem naturalmente no solo, os valores de referência de qualidade podem ser estabelecidos em função das suas concentrações naturais, levando-se em consideração a variação dos atributos do solo definidos pelo CETESB.

Os principais factores antropogénicos que se encontram na origem de metais no ambiente são os fertilizantes, pesticidas, águas de irrigação contaminadas, queima de biomassa na zona rural, combustão de carvão e óleos, emissões de transportes e refinamento de metais.

Em países em próspero desenvolvimento como o Brasil, tem-se observado um crescente aumento da proporção de vários metais. No ambiente, os metais pesados tendem a acumular-se, provocando a elevação constante dos seus níveis. A reabilitação ambiental de locais contaminados, por algumas tecnologias exige grandes recursos económicos fazendo com que muitos locais permaneçam contaminados (Nogueirol, 2008).

A área de estudo analisada neste trabalho encontra-se localizada nos domínios do Quadrilátero Ferrífero, conhecido mundialmente pela sua diversidade, tanto de minérios, como de tipos litológicos e por essa razão, região associada a graves problemas ambientais devido à intensa actividade mineira aí existente.

Efectivamente os teores totais dos metais pesados analisados indicam uma grande variabilidade na concentração dos elementos nos solos analisados: os teores de As variam de 0,75 mg/kg e 90,75 mg/kg; os teores de Cd de 0,04 mg/kg e 7,03 mg/kg; os teores de Co de 0,23 mg/kg e 187,44 mg/kg; os teores de Cr de 2,12 mg/kg e 402,63 mg/kg; os teores de Cu de 24,88 mg/kg e 190,85 mg/kg; os teores de Ni de 0,79 mg/kg e 81,15 mg/kg; os teores de Pb de 1,77 mg/kg e 50,39 mg/kg; os teores de Zn de 9,74 mg/kg e 319,15 mg/kg; os teores de Mn de 15,88 mg/kg e 1566,32 mg/kg e os teores de Fe de 5577,80 mg/kg e 222489,06 mg/kg.

De acordo com o referido no Capítulo 4, no Estado de Minas Gerais, do ponto de vista legal, para a análise e comparação dos valores limites de metais pesados nos solos, deverá ser tomada em consideração a DN Cnjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010.

DE acordo com esta Directiva, o valor de Referência de Qualidade (VRQ), reflecte a concentração média, considerada normal para os diversos elementos, indicando situações, nas quais não se verifica contaminação. O Valor de Prevenção (VP), quando ultrapassado, indica uma possível alteração prejudicial à qualidade do solo. Ao representar carácter preventivo, sempre que este valor seja ultrapassado, a área é considerada como “suspeita de contaminação”, sendo necessária uma identificação e controlo das fontes potenciais de contaminação, avaliação da ocorrência natural da (s) substância (s) e monitorização da qualidade do solo e das águas subterrâneas. O valor de Intervenção (VI), indica o limite de quantificação acima do qual existem riscos potenciais, directos e indirectos para a saúde humana que, quando excedidos, deverá ser efectuada comunicação aos órgãos ambientais competentes, passando a mesma área a ser classificada “contaminada sob investigação”, indicando a necessidade de implementação de medidas de intervenção (de acordo com o esquema apresentado na Figura 4.9 do Capítulo 4) (Fernandes *et al.* 2007; FIEMG, 2011).

No estabelecimento dos valores orientadores de qualidade do solo, não foram considerados os teores de Fe e Mn, por serem elementos comuns na composição de muitos componentes da fase sólida do solo de Minas Gerais, como foi já anteriormente referido.

Os resultados analíticos referentes aos teores totais de metais pesados no solo permitem identificar que o VRQ é ultrapassado para todos os elementos analisados, em diferentes amostras de solos, sendo o VP ultrapassado por todos os elementos analisados, excepto o chumbo, em diferentes amostras de solos. Esta situação pode ser considerada mais preocupante para os elementos arsénio, cádmio, cobalto, crómio e níquel, uma vez que o VI definido para solos agrícolas foi ultrapassado, em várias amostras de solos, demonstrando a necessidade de realização de mais estudos nas áreas identificadas, tendo em vista a elaboração do Plano de Remediação de Áreas Degradadas e consequente implementação das medidas propostas.

Dadas as consequências legais e ambientais de tais resultados, considera-se importante referir que estes resultados foram obtidos a partir de amostras de carácter exploratório, devendo no futuro ser realizadas novas análises, para se obterem conclusões definitivas quanto ao estado de contaminação destes locais.

Nas situações nas quais se verificam valores acima de VI (agrícola): 1) o crómio foi o elemento onde se registou um maior número de ocorrências, tendo sido este valor ultrapassado por cinco amostras (39,52,53, 55 e 56), 2) no caso do arsénio o VI foi ultrapassado em cinco amostras (17,22,46, 51 e 52), 3) no caso do cádmio o valor foi ultrapassado em duas amostras

(22 e 53) e 4) no caso do níquel o valor foi ultrapassado em duas amostras (52 e 56). Neste sentido, estes valores são indicativos de contaminação ambiental.

Os valores orientadores da qualidade do solo são revistos num dado período de tempo (o normalmente definido pelos organismos brasileiros são quatro anos), podendo os mesmos ser alterados, após aprovação dos organismos ambientais brasileiros (Fernandes *et al.* 2007). Efectivamente, os valores orientadores definidos pelo CETESB para o Estado de São Paulo, foram revistos, tendo sido a sua aprovação efectuada em Fevereiro de 2014, tendo os mesmos, entrado em vigor no dia 1 de Setembro de 2014. No entanto, até à data da realização deste trabalho, os valores orientadores definidos pela DN Conjunta COPAM/CERH n.º. 02/2010 e adoptados pelo Estado de Minas Gerais, ainda não foram actualizados.

Para além da determinação do teor total de metais presentes nos solos, foi também determinada a presença destes elementos em diversas formas minerais e orgânicas e na sua forma existente na solução do solo, através da metodologia de extracção sequencial.

Os resultados obtidos permitem referir que, embora tenham sido detectadas elevadas concentrações de teores totais de todos os elementos analisados, em diferentes amostras, apenas os elementos cádmio, crómio, chumbo, zinco e manganês apresentam perigosidade ambiental, por se encontrarem nas formas mais solúveis, em alguns dos locais de amostragem, apresentando desta forma maior disponibilidade nos solos.

Os teores mais elevados de metais pesados foram detectados nas amostras recolhidas no Município de Congonhas.

Este Município encontra-se inserido no Quadrilátero Ferrífero, região amplamente investigada, cuja denominação, como já referido no presente trabalho, resulta da configuração do seu relevo e das jazidas de ferro mais importantes do Estado de Minas Gerais.

Em termos geológicos o Quadrilátero Ferrífero é constituído pelos Supergrupos Rio das Velhas e Minas e Grupo Itacolomi, além de gnaisses graníticos e rochas intrusivas máficas e ultramáficas.

O solo do Município de Congonhas é rico em minério de ferro de elevado teor. De norte a sul, na parte central do Estado, observa-se uma faixa de solos de perfil menos profundo: neossolos litólicos e cambissolos. Correspondem às coberturas que se desenvolvem em áreas de relevo acidentado e/ou sobre rochas mais resistentes à meteorização encontradas ao longo da Serra do Espinhaço, do Quadrilátero Ferrífero e dos planaltos e cristas da região de Lavras, no Sul de Minas.

### 9.3. Proposta de Medidas para a Conservação do Solo

O modelo agrícola predominante no Brasil baseia-se no uso de energia fóssil, agroquímicos, mecanização intensiva e forte preocupação com a eficiência económica, proveniente dos ganhos de produtividade (IBAMA, 2002).

Os solos analisados apresentam elevados índices de utilização do solo, com recurso a métodos tradicionais de cultivo e ausência de práticas conservacionistas.

De uma forma geral, na preparação intensiva do solo, principalmente sem a utilização de práticas conservacionistas, favorecem-se as perdas de solo e água por erosão, comprometendo a sua capacidade para a produção agrícola, para além de outros problemas causados ao ambiente (Silva *et al.* 1999). Neste sentido, a erosão hídrica constitui-se como a principal forma de degradação do solo no Brasil, ocorrendo em diferentes fases: 1) desagregação, 2) transporte e 3) deposição.

De acordo com o anteriormente referido, a agricultura tradicional apresenta uma série de desvantagens:

- 1) Aumento de infiltração devido à mobilização transitória do solo. De facto a mobilização do solo, que deixa agregados muito finos à superfície, favorece o desaparecimento rápido, após a precipitação, da crosta superficial (Villalobos *et al.* 2002);
- 2) A compactação do solo resultante muitas vezes do peso da maquinaria agrícola e da mobilização excessiva do solo, que gera problemas e origina mobilização adicional e, assim sucessivamente e que se encontra na origem da redução da matéria orgânica da superfície do solo, indispensável para a melhoria da estrutura do solo e a estabilização de agregados, provocando a erosão (Villalobos *et al.* 2002);
- 3) As queimadas, que ocorrem em todo o território brasileiro, quer em culturas itinerantes (praticadas pelos indígenas), quer em sistemas de produção altamente intensificados. Estas são utilizadas na limpeza de áreas, preparação de colheita, renovação de pastagens, queima de resíduos e na eliminação de pragas. De acordo com o IBAMA (2002) existem diferentes tipos de queimadas, movidas por interesses distintos, em sistemas de produção e geografias diferentes. O fogo afecta directamente as características físicas e químicas (perda por volatilização de N e S) e biológicas dos solos. A utilização de fogo, independentemente do motivo, intensifica os processos erosivos, uma vez que permite a exposição directa a estes fenómenos. A perda de

nutrientes é especialmente crítica para o fósforo, um elemento importante para as plantas e que se encontra em baixas concentrações nos solos analisados. Nos sistemas naturais a maior parte do fósforo mais rapidamente disponível para as plantas encontra-se retida na biomassa vegetal e, no processo de queima, esse nutriente é incorporado às cinzas, actuando como principal responsável pelos índices de produtividade nos primeiros anos após a queimada. No entanto, a rápida diminuição das quantidades de fósforo assimilável no solo, conduz inevitavelmente à perda da capacidade produtiva das áreas cultivadas (Embrapa, 2003).

Os aspectos erosivos do solo dependem de dois aspectos fundamentais: 1) exposição do solo ao contacto directo com as gotas da chuva e 2) o efeito das enxurradas no solo (Embrapa, 2003).

Neste sentido, existe a necessidade de implementação de processos conservacionistas, que visam diminuir a intensidade dos fenómenos erosivos.

De acordo com o anteriormente referido, seguidamente serão apresentadas algumas directrizes gerais propostas para a conservação do solo, na região estudada, estabelecidas, tendo como base os resultados de susceptibilidade de risco de erosão e o resultado das análises químicas efectuadas aos solos amostrados.

O Modelo EHE permitiu a identificação dos locais expostos a maior risco de erosão, localizados em zonas de relevo suave, suave ondulado e acidentado. Na região do Alto Paraopeba destacam-se dois tipos de solo, os cambissolos, caracterizados por possuir, de uma forma geral, pequena espessura de solo superficial e pobreza química acentuada e latossolos, caracterizados por possuírem textura argilosa e elevada porosidade, considerados ambos, vulneráveis à desagregação das suas partículas e conseqüente arrastamento causado pelo escoamento superficial (Silva *et al.* 2001; Silva *et al.* 2005). Este processo promove também a perda de matéria orgânica do solo, prejudicando as características físicas do terreno, principalmente ao nível da porosidade e da capacidade de retenção da água, podendo causar a colmatação dos poros do solo pelas partículas desagregadas, dificultando o processo de infiltração da água e desta forma, aumentando o volume de escoamento superficial (Embrapa, 2003).

Por sua vez, quanto maior for o declive do terreno, maior será o volume da enxurrada, provocada pela precipitação, sendo conseqüentemente mais graves os danos causados pela erosão, podendo ocasionar sulcos e ravinas.

Desta forma, propõe-se a adopção de práticas de conservação do solo, com vista à diminuição ou minimização dos efeitos dos principais processos erosivos, como já referido, a exposição do solo e os efeitos das enxurradas, conciliando a exploração económica com a preservação dos recursos naturais, solo e água.

### 9.3.1. Áreas Agrícolas

No caso de áreas agrícolas cultivadas, como as identificadas em alguns locais de amostragem dos Grupos 3 e 4, localizados em Entre Rio de Minas/Rio Camapuã e Lagoa Dourada/Córrego Ressaca, ocorre uma constante mobilização do solo, sendo as práticas conservacionistas mais recomendadas:

- 1) Perturbação mínima do solo (devido à mobilização reduzida ou nula), de forma a preservar a sua estrutura, fauna e matéria orgânica;
- 2) Cobertura permanente do solo (culturas de cobertura, resíduos e outros materiais de cobertura), de forma a protegê-lo e contribuir para a eliminação de infestantes;
- 3) Diversificação das rotações e combinação de culturas, que favorece os microrganismos do solo e elimina as pragas, as infestantes e as doenças das plantas;
- 4) Implementação de técnicas mobilizadoras respeitadoras do solo (rotação de culturas, cultura de acordo com curvas de nível e instalação de patamares) (Morgan, 1997; Embrapa, 2003; SoCo 2009).

Com a implementação destas medidas pretende-se estimular a produção agrícola através da optimização dos recursos das explorações e contribuir para a redução da degradação das terras através da gestão integrada dos solos, da água e dos recursos biológicos, combinada com factores externos.

De uma forma geral, estas medidas podem ser implementadas em quatro fases:

- Primeira fase: suspensão da mobilização do solo através de inversão, aplicando-se como alternativa técnicas de mobilização reduzida ou sem mobilização. Pelo menos um terço da superfície do solo deverá permanecer coberta com resíduos das culturas, espalhados na sequência da colheita da cultura principal. São utilizadas grades de disco, de dentes rígidos ou rotativas e sementeira directa, no caso de técnicas sem mobilização;
- Segunda fase: nesta fase observa-se uma melhoria natural das condições físicas do solo e da sua fertilidade, promovida pela matéria orgânica proveniente da degradação natural dos

resíduos. As pragas e infestantes que possam aparecer deverão ser controladas quimicamente ou através de outros meios;

- Terceira fase: nesta fase poderá implementar-se o sistema de rotação de culturas;
- Quarta fase: o sistema de exploração atinge um equilíbrio, podendo a produtividade aumentar, face à utilização de técnicas de agricultura convencional (Lepsch, 1976; Morgan, 1997; MADRP, 1999; Brady & Weil, 2002; Blanco & Lal, 2008; SoCo, 2009).

As técnicas de mobilização respeitadoras do solo, pretendem contribuir para uma melhor protecção deste recurso.

As principais práticas neste domínio são a rotação de culturas, cultura de acordo com curvas de nível e instalação de patamares.

A rotação de culturas consiste no cultivo de duas ou mais espécies em faixas alternadas, localizadas em bandas adjacentes de largura variável, ou em diferentes camadas, na mesma parcela e na mesma época de cultivo. Nesta prática podem conjugar-se culturas secundárias, como herbáceas, semeadas quando a cultura principal se encontra ainda em crescimento. Desta forma, minimizam-se os efeitos da erosão do solo e da perda de nutrientes após a colheita da cultura principal, assim como se promove o aumento de biodiversidade nas camadas acima do solo (Blanco & Lal, 2008; SoCo, 2009).

A cultura de acordo com curvas de nível consiste na realização de actividades tais como a lavoura, a armação em sulcos e a plantação de acordo com as curvas de nível, ou seja perpendicularmente ao escoamento superficial e não de acordo com as linhas de maior declive. Esta prática possui como objectivo criar capacidades de armazenamento de água nas camadas superficiais e reduzir a taxa de escoamento, proporcionando à água tempo para se infiltrar no solo (Lepsch, 1976; MADRP, 1999; Brady & Weil, 2002; Blanco & Lal, 2008; SoCo, 2009).

Em terrenos com declive superior a 10%, a cultura de acordo com as curvas de nível deverá ser combinada com outras medidas, tais como a instalação de patamares. Esta prática mecânica é utilizada para controlar o escoamento superficial, baseando-se no princípio da diminuição da cinética do escoamento superficial, ao longo da encosta do terreno (Embrapa, 2003).

Nos locais onde se encontre a existência de sulcos provocados por fenómenos erosivos, como acontece no local de amostragem I6 (Grupo 3), as medidas de reabilitação a adoptar poderão passar pelo seu entulhamento, se as suas dimensões forem pequenas, ou pela sua utilização para o escoamento da água, podendo proceder-se à consolidação das suas paredes através de:



1) plantação de árvores, 2) não mobilização da margem, numa faixa de pelo menos um metro de largura e 3) aparecimento de vegetação espontânea (Moreira, 2012).

### 9.3.2. Áreas de Pastagem

Considera-se que as pastagens funcionam como protecção para a erosão, embora não seja essa a realidade observada na área em análise, onde as áreas de pastagem são dominantes na quase totalidade dos locais de amostragem dos Grupos 1 e 5, localizados em Entre Rios e Minas/Córrego Boca da Mata e Ouro Branco/João Gote, respectivamente. A exploração inadequada das zonas de pastagem, quase sempre com recurso ao uso do fogo para favorecer o crescimento do pasto, associado às propriedades intrínsecas do solo e ao relevo mais acidentado, reúne condições extremamente favoráveis ao agravamento de processos erosivos (Silva *et al.* 2001).

Nas áreas de pastagem sugere-se como medida conservacionista, a plantação de leguminosas em conjunto com as gramíneas, a rotação de pastos e a não utilização de queimadas.

A plantação de leguminosas em conjunto com as gramíneas, para além de promover melhorias na qualidade da forragem para o gado, fornece azoto às gramíneas, melhorando o seu desenvolvimento vegetativo. A rotação de pasto permite um corte mais homogéneo, facilitando a sementeira e o crescimento uniforme das gramíneas, resultando numa melhor cobertura do solo. Quando esta prática é adoptada em detrimento das queimadas, promove-se uma redução das perdas de nutrientes do solo, pela acção da erosão (Morgan, 1997; Embrapa, 2003; Blanco & Lal, 2008).

Para além destas medidas, deverá ainda ser promovida a construção de canais para o escoamento das águas de escorrência (podendo estes ser naturais ou construídos para o efeito), uma correcta localização dos bebedouros para os animais, o controlo de espécies invasoras, adubação adequada e o controlo da compactação do solo (Morgan, 1997; Silva *et al.* 2001).

### 9.3.3. Áreas Florestais

As áreas florestais proporcionam uma excelente protecção do solo face à erosão, uma vez que mantém elevadas taxas de evapotranspiração, interceptação e infiltração, gerando desta forma pequenas escorrências. Neste sentido, baixas taxas de escorrência e o papel de protecção desenvolvido pelos resíduos florestais na superfície do solo, produzem reduzidos índices de erosão (Morgan, 1997).

O aumento da erosão ocorre quando os terrenos são temporariamente desflorestados para servir fins agrícolas.

Se a cobertura vegetal permanecer intacta, os problemas erosivos mais importantes relacionam-se com o corte de árvores para a produção de lenha, com a destruição da vegetação pela acção do pastoreio ou da exploração florestal, como foi identificado nos locais de amostragem 48, 49, 50 e 51 (Grupo de amostras 8) localizados no município de Congonhas/Rio Preto.

Na região de estudo, as áreas florestais ocupam uma fracção significativa do solo, estando presentes na quase totalidade dos locais de amostragem dos Grupos 2, 7 e 8, localizados em Entre Rios de Minas/São José das Mercês, Congonhas/Córrego Casa da Pedra e Congonhas/Rio Preto, respectivamente.

Para estes locais, sugere-se como medidas conservacionistas, que as técnicas de cultivo florestal, adoptem alguns dos princípios propostos para a exploração de áreas agrícolas, nomeadamente, a plantação de acordo com as curvas de nível e a construção de canais para o escoamento das águas de escorrência.

Relativamente à exploração florestal existem outros aspectos que deverão ser tidos em atenção: 1) a existência de pastoreio, 2) o corte de árvores e 3) a construção de caminhos.

Estes aspectos são importantes, uma vez que o pastoreio é frequentemente prejudicial à sustentabilidade da área florestal, uma vez que os animais pisam e compactam o solo, danificando as raízes superficiais, para além de comerem as ramas e árvores jovens.

A forma como a exploração florestal é gerida, considera-se também de extrema importância para a conservação destes locais, uma vez que a metodologia adoptada no corte de árvores, poderá expor uma maior ou menor quantidade de solo a processos erosivos. Neste sentido, quando se procede ao corte de árvores, com o auxílio de meios mecânicos, como tractores, para derrubar e desenraizar as árvores, a área exposta aos processos erosivos será maior, do que em situações nas quais se adopte o corte manual, utilizando serras, uma vez que neste último caso a mobilização do solo é praticamente inexistente (Morgan, 1997).

Outro problema erosivo de importância significativa nas áreas florestais encontra-se associado à construção de caminhos de circulação, que são frequentemente zonas de solo exposto e compactado. Com alguma frequência estes caminhos são construídos em zonas de algum declive, podendo ocorrer riscos de deslizamentos. Desta forma, os caminhos deverão ser construídos em zonas de pendentes suaves do terreno, diminuindo o risco de deslizamento e a taxa de sedimentação produzida nestes locais.

#### 9.3.4. Corredores Ripários

De acordo com Cortes (2004), o termo ripário diz respeito aos mosaicos de habitats e respectivas comunidades, associados às zonas marginais de rios e lagos, podendo este meio ser caracterizado como um espaço tridimensional adjacente à área que interactiva simultaneamente com os sistemas, terrestre e aquático. Geralmente é aceite que os corredores ripários são faixas que abrangem a área entre as cotas máximas e mínimas do curso de água, englobando ainda o sistema terrestre desde a cota da superfície livre da água até ao extremo da encosta onde a vegetação pode ser influenciada por cheias ou por condições hidrológicas em associação com o canal fluvial, tais como variações decorrentes das alterações do nível freático dependentes do caudal do curso de água (Tánago & Jalón, 2001; Cortes, 2004).

A análise do uso e ocupação do solo em zonas de corredores ripários evidencia, não apenas a sua degradação, mas também o total incumprimento de legislação em vigor no Brasil.

Os corredores ripários constituem o elemento preponderante na conservação e requalificação dos sistemas aquáticos, devido a interacções múltiplas existentes entre esta faixa e os ecossistemas adjacentes, à sua alta resiliência e à conectividade que gerem ao longo do curso de água (Cortes, 2004).

De uma forma geral pode referir-se que os corredores ripários bem conservados permitem: 1) reduzir as perdas de solo decorrentes dos processos erosivos e do desabamento das margens causados pela ausência de vegetação; 2) aumentar as zonas de refúgio e alimentação para a fauna silvestre e aquática; 3) actuar como filtro natural da contaminação difusa originada nas zonas adjacentes, uma vez que a vegetação ripária elimina grande parte dos nitratos dissolvidos nas escorrências subterrâneas que circulam através do espaço ripário e 4) constituem uma fonte de carbono para os rios, uma vez que contribuem para a entrada de matéria vegetal no sistema, constituindo esta, a base da cadeia trófica do sistema, possuindo uma importância vital para a fauna macroinvertebrada (Tánago & Jalón, 2001; Cortes, 2004).

De facto, na zona de amostragem estudada, foi constatada a ausência, ou degradação dos corredores ripários, tal como foi identificado no local de amostragem 43 (Grupo 6), localizado em Ouro Branco, que poderão possuir consequências ao nível do assoreamento dos cursos de água, afectando também a qualidade dos mesmos.

De acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei 4.771/1965), na requalificação dos corredores ripários deverá ser garantida a heterogeneidade da flora, utilizando para o efeito o maior número possível de espécies (Embrapa, 2003).

Neste sentido, sugere-se a requalificação deste local, considerando a composição florística da região, o seu comportamento e a forma como se encontrem situadas dentro do corredor. Para além disso, a vegetação a utilizar deverá ser autóctone e de diferentes etapas de sucessão, ou seja, pioneiras, de crescimento mais rápido e secundárias, de crescimento mais lento.

Na recuperação de corredores ripários, é também possível utilizar espécies autóctones que possibilitem uso múltiplo, ou seja, que possam apresentar retorno económico sem degradação ambiental (Tánago & Jalón, 2001; Embrapa, 2003).

### 9.3.5. Áreas Urbanas

O desenvolvimento urbano conduz, com frequência, a um aumento da erosão. A exposição do solo durante a fase de construção, traduz-se em maiores volumes de escorrência, aumento de impermeabilização e conseqüentemente inundações frequentes (Morgan, 1997; Fadigas, 2011).

As estratégias para controlar a erosão em zonas urbanas dependem da máxima manutenção da cobertura vegetal possível e da utilização permanente de sistemas de escoamento da água. Nestes locais a erosão é pequena, uma vez que a maior parte do solo se encontra impermeabilizado (Almeida Filho *et al.* 2001). No entanto, problemas adicionais aparecem quando, nas zonas adjacentes às áreas urbanas existe intensa actividade industrial e extractiva, como acontece no município de Congonhas/Rio Preto, contribuindo estas actividades não apenas para o aumento da intensidade dos processos erosivos, mas também para a contaminação do solo, como foi identificado nas análises efectuadas.

### 9.3.6. Áreas Mineiras

As soluções mitigadoras dos impactes ambientais mais comuns em áreas mineiras abandonadas apostam, essencialmente, na suspensão ou controlo das fontes de poluição, de forma a prevenir/minimizar os efeitos da dispersão de contaminantes (propagação aérea, arraste de partículas, circulação e infiltração de águas ácidas). As soluções típicas são: 1) o isolamento dos resíduos, 2) o tratamento das águas ácidas e 3) o tratamento dos solos contaminados (Roque, 2012).

- Isolamento de resíduos: O isolamento de resíduos tem como objectivo prevenir a oxidação de minerais como os sulfuretos e, assim, suprimir ou, pelo menos, inibir, a fonte de contaminação. São bastante comuns as soluções que recorrem à cobertura dos depósitos de resíduos com sistemas de cobertura, geralmente, multi-camadas, existindo para o efeito diversas técnicas construtivas.

Outra solução passa pela deposição dos resíduos juntamente com outros materiais, não contaminados ou considerados inertes do ponto de vista ambiental, como sejam a deposição selectiva, o encapsulamento, a mistura, a co-deposição e a combinação controlada.

A adição de resíduos orgânicos nos sistemas de cobertura ou o uso de bactericidas, de modo a inibir a actividade microbiana, são também soluções utilizadas.

- Tratamento de águas ácidas: Sendo as águas ácidas, um dos problemas ambientais mais comuns nas áreas mineiras degradadas, existem actualmente diversas soluções para este problema.

As técnicas correntes podem agrupar-se em dois tipos principais: tratamentos passivos e tratamentos activos.

Os primeiros correspondem a soluções economicamente vantajosas, pois recorrem apenas a elementos disponíveis, tais como a topografia, o metabolismo microbiótico e a fotossíntese. São soluções que requerem pouco investimento e exigem uma reduzida manutenção, contudo em situações de elevado fluxo ou elevada carga poluente podem ter desempenho limitado. Incluem-se neste grupo as unidades de arejamento, os leitos de macrófitas, as lagoas de sedimentação, os reactores SCOOFI (Surface-Catalysed Oxidation Of Ferrous Iron), os drenos calcários anaeróbios e aeróbios, os sistemas geradores de condições reductoras e de alcalinidade e as barreiras reactivas permeáveis.

Os tratamentos activos, apesar de mais dispendiosos e sofisticados são, por vezes, a única alternativa, sobretudo quando se trata de áreas mineiras com grande fluxo de águas contaminadas e/ou com elevada carga poluente. Estão incluídas neste grupo as técnicas ODAS (Oxidação, Doseamento com Alcalis e Sedimentação) e de sulfetização e biodessalinização.

- Tratamento de solos: Relativamente aos solos contaminados, as soluções mais comuns acabam por tratar os solos mais como fontes de contaminação do que como meios receptores, dado passarem, essencialmente, pelo seu saneamento e contenção em locais apropriados.

Existem no entanto, algumas técnicas que se têm revelado eficientes e que promovem a descontaminação ou diminuição da carga poluente dos solos. Incluem-se nesta alternativa, as técnicas que envolvem a neutralização da toxicidade dos contaminantes e a remoção dos elementos nocivos (separação física, química ou por lixiviação e ainda técnicas biológicas), de acordo com os princípios definidos no Capítulo 6 (Gomes, 1999; Roque, 2012).

### **9.3.7. Taludes de Estradas e Caminhos**

De acordo com o já referido, os taludes dos caminhos, seja por escavação, seja pelo enchimento de valas, encontram-se frequentemente exposto à erosão superficial, sendo fontes importantes na formação de sedimentos e de derrocadas.

Os métodos utilizados para controlar a erosão vão desde a instalação de estruturas de engenharia, como o revestimento dos taludes, a construção de muros de contenção ou a estabilização dos taludes mediante técnicas com recurso a vegetação.

## **9.4. Proposta de Medidas para a Reabilitação de Zonas Degradadas**

Considerando a metodologia de actuação adoptada para a Gestão de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais, definida pela DN Conjunta COPAM/CERH nº. 02/2010 (Figura 4.9, Capítulo 4) e de acordo com as análises químicas efectuadas aos solos da rede de amostragem, os resultados obtidos para o teor total e a disponibilidade de metais no solo, permitem identificar, que o município de Congonhas deverá ser cadastrado como área contaminada. De acordo com a metodologia em vigor, após o cadastro, esta área passará a ser considerada como uma “área contaminada sob investigação”, o que implicará a realização de uma investigação detalhada e de uma avaliação de riscos, que darão posteriormente lugar à elaboração do Plano de Remediação de Áreas Contaminadas.

O município de Congonhas encontra-se inserido no Estado de Minas Gerais, que por sua vez compreende 853 municípios dotados de uma grande diversidade física e socioeconómica. Geograficamente, o município de Congonhas, localizado no Quadrilátero Ferrífero, encontra-

se posicionado na porção centro-sul do Estado. Faz limite com os municípios de Conselheiro de Lafaiete, São Brás do Suaçuí, Jeceaba, Belo Vale, Ouro Branco, Ouro Preto e Itabirito. A região é atravessada pelo rio Paraopeba e o seu afluente, o Rio Maranhão, que recebe as águas dos riachos Santo Antônio, Goiabeiras e Soledade. O solo é rico em elevados teores de minério de ferro, possuindo desta forma o município como maiores factores de renda, a extracção mineral e a indústria metalúrgica com destaque para a mineração Casa de Pedra (Companhia Siderúrgica Nacional – CSN) e a Mina da Fábrica (antiga Ferteco Mineração S.A., hoje incorporada à VALE), além da siderúrgica Presidente Arthur Bernardes (Grupo Gerdau-Açominas).

A exploração mineira que tem ocorrido de forma continuada e permanente no Quadrilátero Ferrífero, tem conduzido a alterações na estrutura morfológica do solo, devido ao desmonte dos materiais mineralógicos, tornando esta área susceptível a efeitos adversos, como a erosão.

Os impactes gerados pelos processos erosivos, juntamente com a instabilidade geotécnica (escorregamentos, deslizamentos de terra, etc.) encontram-se na origem do transporte de sedimentos para os ecossistemas aquáticos superficiais, causando eventuais reflexos em toda a bacia.

Estas zonas, intensamente exploradas, encontram-se bastante descaracterizadas da sua conformidade geológica, há décadas. No entanto, mesmo assim, numa óptica de reabilitação destes locais degradados, deverá ser considerado o elevado impacte visual da alteração da paisagem, resultante da exploração da cava, para a qual foi necessário o corte da cobertura vegetal, para a formação de pilhas de material estéril, contrastando com as áreas naturais existentes nas suas zonas adjacentes.

Estas áreas desprovidas de vegetação promovem o agravamento dos processos erosivos e a intensificação dos processos de escorrência superficial.

As análises químicas revelam, em concordância com o anteriormente descrito, que a área potencialmente contaminada é extensa e bastante dispersa, apresentando diferentes características entre si, como é o caso do tipo de solo e do tipo de uso desse solo.

Esta situação implica que na determinação de possíveis técnicas de remediação de solos, a adoptar, sejam excluídas as tecnologias *ex situ*, uma vez que existe, para todas elas, a necessidade de efectuar escavação do solo, o que, para além de ser impraticável, dada a extensa área envolvida, iria agravar os processos erosivos que se fazem sentir nos locais afectados. Neste sentido, deverão ser adoptadas metodologias de descontaminação de solos *in situ*.

A aplicação de tecnologias *in situ* exige, de uma forma geral, que sejam realizados ensaios à escala piloto, uma vez que o sucesso da aplicação destas tecnologias resulta de uma compreensão profunda da geologia do subsolo e da sua hidrogeologia. Esta caracterização deverá ser feita utilizando, não apenas métodos geofísicos indirectos, mas também realizando sondagens para uma análise detalhada da estratigrafia do solo e testes hidrogeológicos para estimar a forma de transporte dos poluentes (Fiúza, 2009).

De acordo com o mesmo autor, deverão ser construídos modelos estratigráficos do subsolo e obter, através de técnicas geoestatísticas, a distribuição espacial das concentrações do contaminante, sendo esta informação imprescindível para se poderem projectar algumas das tecnológias *in situ*.

Analisando as características dos locais estudados, considera-se que a tecnologia que se apresenta como a mais adequada é a fitorremediação, dada a produção mínima de degradação e estabilização da área a ser descontaminada. De acordo com o referido, a efectividade desta tecnologia encontra-se limitada pela capacidade das plantas adsorverem os metais retidos à superfície das partículas do solo e da solubilidade desses metais.

No entanto, os metais podem ser solubilizados pela acção de agentes complexantes, fazendo com que as plantas aumentem a sua captação (Vasconcellos *et al.* 2012).

Para que uma planta seja considerada eficaz, deverá ser capaz de crescer na presença do (s) contaminante (s) e sobreviver sem diminuir a sua taxa de crescimento, apesar da captura do contaminante e da sua acumulação.

Neste sentido, é dado destaque às plantas hiperacumuladoras<sup>5</sup> que apresentam capacidade de absorver quantidades elevadas de metais pesados.

Esta tecnologia, para além de promover a descontaminação dos locais contaminados, de uma forma ambientalmente inócua, iria promover a reflorestação dos locais a intervir, diminuindo o solo exposto e actuando também desta forma ao nível da erosão do solo.

---

<sup>5</sup> No Anexo XII apresenta-se uma listagem das espécies de plantas hiperacumuladoras referidas na bibliografia consultada.



## CAPÍTULO 10

### CONCLUSÕES

O presente trabalho insere-se num estudo multidisciplinar que agrega investigadores portugueses e brasileiros unidos através de uma Rede Luso-Brasileira de Remediação e Reabilitação de Ambientes Degradados, READE. O principal objectivo do trabalho consistiu na modelação da erosão do solo na bacia do Rio Paraopeba (Alto Paraopeba), caracterizada por possuir um forte impacte de actividades mineiras e efectuar o estudo geoquímico das zonas mais vulneráveis, tendo em vista a sua remediação e reabilitação.

A ferramenta de modelação utilizada neste trabalho denomina-se de EHE – Índice Topográfico de Erosão Hídrica Estrutural. Esta ferramenta é desenvolvida em ambiente SIG e foi desenhada considerando a força gravítica como um factor primordial em processos de erosão decorrentes do escoamento superficial.

A utilização do Modelo EHE possibilitou a identificação das zonas de maior e menor risco de erosão estrutural. O resultado obtido permitiu verificar que no Alto Paraopeba, os processos erosivos do solo apresentam grande variabilidade espacial e temporal, explicada pela diversidade de tipos de solos e pelo seu uso, que têm influência na susceptibilidade destes à erosão.

A análise geoquímica dos locais identificados nas zonas de maior risco de erosão, permitiu verificar que, as áreas em que o tipo de uso do solo se destina na sua maioria ao desenvolvimento de actividades agrícolas possuem, de uma forma geral, boa aptidão agrícola, existindo no entanto a necessidade de implementar medidas de calagem do solo, dados os baixos valores de pH.

Efectivamente, foi possível verificar que o pH é um factor de extrema importância no controlo da distribuição geoquímica dos elementos analisados, nutrientes e metais pesados, nos solos estudados.

Tendo em vista a conservação destes locais torna-se imperativo implementar: 1) recomendações de fertilização, não apenas com base no conhecimento sobre as culturas, no seu potencial produtivo e nas suas exigências nutricionais, mas também, com base na análise

aos solos, tendo em vista o desenvolvimento de processos que conduzam a um uso mais eficiente do azoto e do fósforo, por parte das culturas, uma vez que a escorrência destes elementos provocam importantes impactes nos ecossistemas aquáticos, originando fenómenos de eutrofização e 2) medidas agrícolas conservacionistas, de forma a evitar o agravamento dos processos erosivos.

A análise geoquímica dos solos compreendeu não apenas os nutrientes, com o objectivo de avaliar os solos do ponto de vista da sua aptidão agrícola, mas também os teores totais e a disponibilidade de metais nestes solos.

Estes estudos revelam-se de grande importância uma vez que, a transferência dos elementos químicos entre as várias fases constituintes do solo pode ser considerada como o principal processo no controlo da solubilidade, mobilidade e disponibilidade dos mesmos para os organismos vivos. Os elementos químicos estão associados às diferentes fases através de vários mecanismos, tais como adsorção, troca iónica, co-precipitação e complexação. Deste modo, podem estar presentes sob formas solúveis no solo, em posição de troca em colóides inorgânicos e orgânicos, estando assim disponíveis para os organismos, ou associados a componentes que muitas vezes os tornam imóveis, formando complexos de superfície com os óxidos de ferro e manganês ou sob a forma de quelatos, associados à matéria orgânica, ou ainda, fazendo parte da estrutura de fases sólidas de minerais primários ou secundários.

Desta forma, a realização de extracções químicas selectivas, como a extracção sequencial, pode ser considerada como essencial para a compreensão das associações dos elementos químicos às várias fracções do solo, aos seus tipos de ligação, potencial mobilidade dos mesmos e, conseqüentemente à sua disponibilidade em relação ao conteúdo total.

De facto, a identificação das fases às quais os elementos químicos no solo estão associados permite, mais do que a simples avaliação do seu teor total, um melhor conhecimento dos processos geoquímicos para a avaliação do seu potencial de mobilização e indução de riscos no ambiente e na saúde pública.

Neste sentido, foi possível verificar que os solos do Alto Paraopeba apresentam elevados teores totais dos metais analisados, que ultrapassam largamente os Valores de Referência da Qualidade (VRQ) e em algumas situações os Valores de Prevenção (VP) e de Intervenção (VI), definidos pela DN Conjunta COPM/CERH n.º. 02/2010.

Após a análise dos resultados obtidos na metodologia de extracção sequencial, foi possível verificar que o pH é um factor importante no controlo da distribuição geoquímica dos elementos estudados. Os solos do Alto Paraopeba caracterizam-se por serem muito ácidos.

Grande parte dos catiões metálicos (Mn, Cd, Cu, Zn, Co, Cr, Ni e Pb) demonstram possuir um comportamento idêntico, encontram-se nas fracções mais facilmente biodisponíveis, na generalidade dos pontos de amostragem, como consequência dos processos de oxidação e acidificação, possuindo assim, um maior efeito contaminante. Pelo contrário, o As e o Fe, evidenciam uma menor mobilidade, devido à adsorção aos óxidos e hidróxidos de ferro, em especial nas fracções cristalinas.

Foi no entanto possível verificar que as maiores concentrações de metais pesados, ultrapassando inclusive, em alguns locais, os valores definidos de Intervenção em zonas agrícolas, foram registadas no município de Congonhas, localizado no Quadrilátero Ferrífero, demonstrando a continuada influência das actividades de exploração mineira, neste local, ao longo de décadas.

Efectivamente, a actividade de extracção mineira tem desempenhado um importante papel na sociedade, ao longo do tempo, contudo, em extracções que se desempenham de forma não planeada, podem ocorrer impactes que podem afectar a qualidade de vida de gerações futuras.

A extracção mineira é um dos sectores base da economia do município de Congonhas, contribuindo de forma decisiva para o bem-estar e a melhoria da qualidade de vida, desde que seja tida em consideração a responsabilidade social, utilizando sempre os princípios base do desenvolvimento sustentável.

Embora a legislação ambiental actualmente em vigor no Brasil tenda a ser penalizadora perante incumprimentos ambientais, terão de se considerar os impactes ambientais provocados pelos muitos anos, nos quais existiu um vazio legal nesta matéria, assim como a existência de empreendimentos abandonados, nos quais não se tenham tomado medidas de mitigação dos impactes, no âmbito do seu encerramento, ou ainda empreendimentos que possam actuar, sem que sejam cumpridas e implementadas quaisquer medidas de controlo da contaminação.

A degradação do solo e da água na área de estudo analisada, permanecerá crítica enquanto a ocupação do solo não respeitar a capacidade de uso das terras e não forem adoptadas práticas de conservação adequadas, assim como enquanto a expansão de áreas urbanas não for planeada e executada de acordo com os devidos critérios.

Neste sentido, as medidas preventivas são imprescindíveis para garantir o equilíbrio do sistema. Desta forma, prevenir significa definir políticas de preservação para utilização dos recursos solo e água, garantindo a sua sustentabilidade.

Neste sentido, a prevenção e a minimização de impactes causados no meio ambiente, tornam-se os melhores aliados em termos de sustentabilidade, devendo ocorrer, sempre que exista um planeamento e uma correcta avaliação de impacte ambiental, tanto no início da lavra da mina, como após o seu encerramento.

Nas amostras onde foram identificados valores superiores aos valores de Prevenção (VP) e Valores de Intervenção (VI) (definido para áreas agrícolas) deverão ser realizadas análises de carácter confirmatório, de forma a poder ser emitida a comunicação às entidades ambientais oficiais, para que os locais identificados possam integrar o cadastro de áreas contaminadas do Estado de Minas Gerais.

Do ponto de vista da remediação destes locais, existe uma elevada panóplia de tecnologias disponíveis e comprovadas que poderão ser utilizadas na sua descontaminação.

Embora no presente trabalho tenha sido sugerida a fitorremediação como uma opção viável, considera-se importante referir que a selecção da tecnologia mais apropriada à da sua implementação, exige equipas multi-disciplinares, com formação adequada e a realização de testes à escala piloto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **APA - Agência Portuguesa do Ambiente (2012)** – Programa Operacional Temático Valorização do Território – Eixo Prioritário III – Recuperação do Passivo Ambiental – Documento Enquadrador. *In* <http://www.povt.qren.pt/tempfiles/2008318113919moptc.pdf> acedido em Junho de 2012.
- **ALBARÈDE, F. (2003)** – Geochemistry – An Introduction – Cambridge University Press, United Kingdom, 191-206p.
- **ALBERGARIA, T. (2007)** – Tecnologias Físicas e Químicas de Remediação – Apresentação no Seminário “Remediação de Solos – Técnicas e aplicações Práticas”, realizado nos dias 7 e 8 de Março de 2007, no Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Porto. *In* <http://www.grap.issep.ipp.pt/uploadFiles/file/14Tecnologias.pdf> acedido em Junho de 2012.
- **ALEXANDRE, S. C. (2006)** – Avaliação de Área Contaminada por Mercúrio Total em descoberyo – Minas Gerais – Tese do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil para a obtenção do grau Magister Scientiae, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, 6-25 p. *In* [http://www.ufv/dcc/ppg/Teses/MS\\_Alexandre.pdf](http://www.ufv/dcc/ppg/Teses/MS_Alexandre.pdf) acedido em Janeiro de 2012.
- **ALMEIDA FILHO, G. S., GOUVEIA, M. I. F., JÚNIOR, J. L. R., CANIF, K. (2001)** – Preservação e Controle da Erosão Urbana no Estado de São Paulo – 21º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Trabalhos Técnicos, São Paulo, Brasil. *In* <http://www.bvsde.paho.org> acedido em Maio de 2012.
- **ÁLVARES, M. T. P. & PIMENTA, M. T. (1998)** – Erosão hídrica e transporte sólido em pequenas bacias hidrográficas – Instituto da Água. *In* <http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/149.pdf> acedido em Outubro de 2011.
- **ANSELMO, A. L. F. & JONES, C. M. (2005)** – Fitorremediação de Solos Contaminados – O Estado da Arte, Actas do XXV Encontro Nacional de Eng. da Produção, Porto Alegre, RS, Brasil, 5273-5280 p.
- **ARAÚJO, J. B. S. & FILHO, J. L. O. P. (2010)** – Identificação de Fontes Poluidoras de Metais Pesados nos Solos da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró/RN, na Área Urbana de Mossoró-RN *in* Revista Verde (Mossoró, RN, Brasil), Volume 5, Nº. 2, Abril/Junho, 80-94 p. *In* <http://revista.gvaa.com.br> acedido em Dezembro de 2011.

- **BEZERRA, M. (1987)** – Contribuição ao Estudo Limnológico da Represa de Três Marias (MG) com ênfase no Ciclo do Nitrogênio – Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, 1-12 p.
- **BIONDI, C. (2010)** – Teores de naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco – Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. In <http://www.ufrpe.br/portal/files/teses/2010/CAROLINE.pdf> acessado em Novembro de 2011.
- **BLANCO, H. & LAL, R. (2008)** – Principles of Soil Conservation and Management, Springer, Kansas, USA, 223-240 p.
- **BLUM, W. E. H. (2005)** – Functions of soil for society and environmental – Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 4, DOI 10.1007/s1157-005-2236-x, Springer, 75 – 79 p.
- **BOTELHO DA COSTA, J. (1995)** – Caracterização e Constituição do Solo – 5ª. Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 14-116 p.
- **BRADY, N. & WEIL, R. (2002)** – The Nature and Properties of Soils – 13<sup>th</sup>. Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 960 p.
- **BUCKMAN, H. O. & BRADY, N. C. (1976)** – Natureza e Propriedade dos Solos – 4ª. Edição, Biblioteca Universitária Freitas Bastos, São Paulo, Brasil, 594p.
- **CABRAL, J. (2005)** – Estudo do Processo de Assoreamento em reservatórios – in Caminhos da Geografia (Revista On Line) 6(14). In [http://www.ig.ufu.br/revista/volume14/artigo6\\_vol14.pdf](http://www.ig.ufu.br/revista/volume14/artigo6_vol14.pdf) acessado em Novembro de 2011.
- **CABRERA, L. (2005)** – Formas de enxofre na coluna de água e sedimentar numa enseada rasa do estuário da Lagoa dos Patos – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Programas de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geologia, Rio Grande, Brasil. In [http://www.oceanfisquigeo.furg.br/dissertacoes/2005\\_Liziera\\_Cbrera.pdf](http://www.oceanfisquigeo.furg.br/dissertacoes/2005_Liziera_Cbrera.pdf) acessado em Junho de 2013.
- **CADORE, S., MATOSO, É., SANTOS, M. C. (2008)** – A Espectrometria Atômica e a Determinação de Elementos Metálicos em Material Polimérico, in Química Nova, Vol. 31, Nº. 6, Brasil, 1533-1534 p. In [www.scielo.br/pdf/qn/v31n6/a44v31n6.pdf](http://www.scielo.br/pdf/qn/v31n6/a44v31n6.pdf) acessado em Dezembro de 2013.

- **CAMPOS, M. C. C. (2010)** – Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais, *in* *Ambiência – Revista do Sector de Ciências Agrárias e Ambientais*, Vol. 6, Nº. 3, Brasil, ISSN 1808-0251, 547-565 p.
- **CARBONEL, C. A. A. (2008)** – Poluição Térmica, *in* *Poluição Marinha*, Capítulo 10, Editora Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, 287 - 307 p.
- **CARVALHO, N. (2001)** – Produção de Sedimentos em função da variabilidade Climática – O estudo de Caso da área contribuinte ao Reservatório de Três Marias, Região do Alto São Francisco, Brasília. *In* <http://ftp.mct.gov.br/Clima/brasil/pdf/sediments.pdf> acessado em Agosto de 2012.
- **CARVALHO FILHO, A., CURI, N., SHINZATO, E. (2010)** – Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais – *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, V. 45, Nº. 8, Agosto, 903-916 P. *In* <http://www.scielo.br/pdf/v45n8/v45n8a17.pdf> acessado em Janeiro de 2011.
- **CASADO, G. G., GONZÁLEZ DE MOLINA, M., GUZMÁN, E. S. (2000)** – *Introducción a la agroecología como desarrollo rural sostenible*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, Espanha, 535 p.
- **CASTELO-GRANDE, T., AUGUSTO, P. A., BARBOSA, D. (2007)** – *Introducción a la agroecología como desarrollo rural sostenible*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, Espanha, 535 p.
- **CETESB – Companhia Tecnológica de Saneamento Ambiental (2001)** – Técnicas de Descontaminação de Solos: Uma Revisão *in* *Ingenium*, Série II, nº. 98, Março/Abril, Lisboa, Portugal, 126-131 p.
- **CETESB – Companhia Tecnológica de Saneamento Ambiental (2002)** – Níquel e os Seus Compostos – Identificação da Substância, Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental, São Paulo, Brasil. *In* <http://www.cetesb.sp.gov.br> acessado em Junho de 2013.
- **COAMB (2010)** – Série Temática: Recursos Hídricos e Saneamento, Ano I, Volume I, Universidade Federal do Rio de Janeiro, faculdade de Engenharia, Coletânea em Saneamento Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil, 31-61 p.
- **COELHO, F. S. & VERLENGIA, F. (1973)** – Fertilidade do Solo – Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, Campinas, Brasil, 7-64 p.

- **COGO, N. P., LEVIEN, R., SCHWARZ, R. A. (2003)** – Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade de solo *in* Revista Brasileira Ci. Solo, nº. 27, 743-753 p.
- **COLE, G.M. (1994)** – Assessment and Remediation of Petroleum Contaminated Sites – Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, Unites States of America, 360 p.
- **COLLINS, C. D. (2006)** – Implementing Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons, *in* Phytoremediation – Methods and Reviews, Edited by: N. Willey, Humana Press, Totowa, New Jersey, Unites States of America, 99-107 p.
- **COM (2006)** - COM 2006/231 Final - Comunicação ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões – Estratégia Temática de Proteção do Solo.
- **COMISSÃO MUNDIAL DE BARRAGENS (2000)** – Barragens e Desenvolvimento: Um novo modelo para a tomada de decisões: Um Sumário. *In* [http://dams.org/docs/overview/cmb\\_sumario.pdf](http://dams.org/docs/overview/cmb_sumario.pdf) acedido em Novembro de 2011.
- **CORREIA, C. S. H. (2008)** – Contribuição para a Análise da Presença de Arsénio em Águas de Abastecimento e sua Remoção por Precipitação Química, Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparaica, Portugal - 1ª. Edição, LIDEL – Edições Técnicas, Lda., Lisboa, I - 10 p.
- **CORTES, R. M. V. (2004)** – Projecto em Sistemas de Informação Geográfica - 1ª. Edição, LIDEL – Edições Técnicas, Lda., Lisboa, 5 - 30 p.
- **COSME, A. (2012)** – Requalificação de Cursos de Agua, Instituto da Lisboa, 59 - 69 p.
- **COSTA DE OLVEIRA-GALVÃO, A. & SAITO, C. (2003)** – *A modelagem de dos temáticos geoespacializados na identificação dos diferentes níveis de susceptibilidade à desertificação da região semi-árida do nordeste brasileiro* – Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 1399-1406 p.
- **COSTA, F. H. S., FILHO, C. R. S.; RISSO, A. (2009)** – *Modelagem espaço-temporal da erosão e potencial contaminação de Arsénio e Chumbo na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape (SP)* – Revista Brasileira de Geociências, Volume 39 (2), Brasil, pp. 338-349. *In* [www.sbgeo.org.br](http://www.sbgeo.org.br) acedido em Abril de 2012.
- **COUTINHO, H. D. & BARBOSA, A. R. (2007)** – Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização – Revista Silva Lusitana nº. 15(1), Lisboa, Portugal, 103 – 117 p.



- **DECANINI, M. M. S. (2001)** – SIG no planejamento de trilhas no parque estadual de Campos do Jordão, *in* Revista Brasileira de Cartografia, N°. 53, Dezembro, 97-110 p.
- **DECRETO-LEI N°. 178/2006**, Diário da República N°. 171, Série I, de 5 de Setembro de 2006.
- **DECRETO-LEI N°. 147/2008**, Diário da República, Série I, de 9 de Julho de 2008.
- **DECRETO-LEI N°. 73/2011**, Diário da República N°. 116, Série I, de 17 de Junho de 2011.
- **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM/CERH N°. 2**, de 8 de Setembro de 2010.
- **DINIS, A. & FRAGA, H. (2005)** – Poluição dos Solos: Riscos e Consequências. Revista da Faculdade de Ciências e Tecnologia, 2:97-106, 10 p. In <http://hdl.handle.net/0284/208> acessado em Janeiro de 2011.
- **DOMÉNECH, X. (1995)** – Química del Suelo – El impacto de los contaminantes, Miraguano Ediciones, Madrid, 190 p.
- **DONAHUE, R. L., MILLER, R. W., SHICKLUNA, J. C. (1983)** – Soils – An Introduction to Soils and Plant Growth, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 208-257 p.
- **DUARTE, R. & PASQUAL, A. (2000)** – Avaliação do Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em Solos, Plantas e Cabelos Humanos, *in* Revista Energia na Agricultura, Vol.15, n°. 1, 46-58 pp. In <http://files.engenhariaambiental.webnode.com> acessado em Janeiro de 2012.
- **DURÃES, M. F. (2010)** – Caracterização e Avaliação do Estresse Hidrológico da Bacia do Rio Paraopeba, por meio de Simulação Chuva-Vazão de Cenários Atuais e Prospectivos de Ocupação e Uso do Solo Utilizando um Modelo Hidrológico Distribuído – Programa de Pós-Graduação em saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil, 45-62p. In <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/853M.PDF> acessado de Fevereiro de 2012.
- **DUTRA, K. R., TEIXEIRA, E. C., MENDONÇA, A. S. F. (S/data)** – Determinação da Estimativa de perda de solo por erosão superficial em bacia hidrogeográfica utilizando sistema de informações geográficas – SIG – Actas do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 16 p. In <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/erosion.pdf> acessado em Julho de 2012.

- **EBERHARDT, D. N., VENDRAME, P. R. S., BECQUER, T., GUIMARÃES, M. F. (2008)** – Influência da Granulometria e da Mineralogia sobre a Retenção do Fósforo em Latossolos sob Pastagens de Cerrado *in* Revista Brasileira das Ciências do Solos, Vol. 32, 1009-1016 p. *In* <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/V32n3/910v32ne.pdf> acessido em Maio de 2012.
- **EMBRAPA (2003)** – Práticas de Conservação do Solo e Recuperação de Áreas Degradadas – Documento 90, Rio Branco, Brasil, 29 p. *In* <http://www.cpac.embrapa.br/pdf/doc90.pdf> acessido em Julho de 2011.
- **EMBRAPA (2005)** – Manejo adequado de solos e sequestro de carbono, Ano VI, n°. 74, 8p. *In* <http://www.cpac.embrapa.br> acessido em Julho de 2011.
- **EMBRAPA (2007)** – Circular Técnica N°. 50 – Fertilidade do Solo e Nutrição da Soja, OLIVEIRA, F. A., SFREDO, G. J., CASTRO, C. & KLEPKER, D., 8p. *In* [www.cnpso.embrapa.br/download/cirtec/cirtec50.pdf](http://www.cnpso.embrapa.br/download/cirtec/cirtec50.pdf) acessido em Junho de 2013.
- **ESTEVES, C. S. H. (2009)** – Influência de aditivos em solos contaminados com arsénio na produção de hortícolas – Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Tecnologias Ambientais – Instituto Superior de Agronomia – Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 1-20 p.
- **FADIGAS, L. (2011)** – Fundamentos Ambientais do Ordenamento do Território e da Paisagem, 2ª. Edição revista e Actualizada, Edições Sílabo, Lisboa, 201 p.
- **FARIAS, A. F., ALVAREZ, V. V. H., MATTIELO, E. M., LIMA NEVES, J. C., FELIZ DE BARROS, N. & NOGUEIRA E PAIVA, H. (2012)** – Capacidade de Suprimento de Potássio em Solos de Minas Gerais – Brasil, SJSS – Spanish Journal Of Soil Science, Vol 2, 26-37 p.
- **FARIAS, C. E. G. (2002)** – Mineração e Meio Ambiente no Brasil – Relatório preparado para o CGEE, 39 p. *In* [http://www.cgEE.org.br/arquivos/estudo011\\_02.pdf](http://www.cgEE.org.br/arquivos/estudo011_02.pdf) acessido em Julho de 2011.
- **FAVAS, P. (2011)** – Mobilidade e Biodisponibilidade de Metais Pesados e Arsénio em Solos Contaminados pela Actividade Mineira. XI CNEA – Congresso Nacional de Engenharia do Ambiente, Lisboa.
- **FEAM (2011)** – Fundação Estadual do Meio Ambiente, Plano de incremento de percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, Belo Horizonte, Brasil, 515 p.

- **FEARNSIDE, P. (2006)** – Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle, Revista Amazônica, Vol. 36 (3), São Paulo, Brasil, 1-8 p.
- **FERREIRA, M. (2002)** – Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação – Instituto da Água, Lisboa, 10.3-10.24 p.
- **FERREIRA, J. P. & FERNANDES, R. L. (2010)** – Estudo dos efeitos da Remediação Electrocinética em um Solo Contaminado com Hidrocarbonetos, Projecto de Graduação apresentado ao Curso de Engenharia do Ambiente da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 114 p. In <http://monografias.poli.ufrj.br/monografias10001691.pdf> acedido em Agosto de 2012.
- **FERNANDES, M. B., FREIRE, F. J., OLIVEIRA, A. C. (2007)** – Níveis críticos de enxofre em solos de Pernambuco *in* Revista Caatinga, Mossoró, Volume 20, Nº. 3, Julho-Setembro, ISSN 0100-316X, Brasil, 93-103 p. In [www.ufersa.edu.br/caatinga](http://www.ufersa.edu.br/caatinga) acedido em Agosto de 2012.
- **FERNANDES, P. R. M., SANTOS, C. G., MACHADO, R. M. G., ALEXANDRINO, R. C. S., CRUZ, L. O. M., TONIDANDEL, R. P., SOUZA, A. M., ARAGÃO, R. B., GUIMARÃES, B. N. A., REZENDE, H. J. A. (2009)** – Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Estado de Minas Gerais – Actas do I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, São Paulo, Brasil, 12 p. In <http://aguassubterraneas.emnuvens.com.br/asubterraneas/article/viewFile/21969/14338> acedido em Agosto de 2012.
- **FIEMG – Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais (2011)** – Gerenciamento de Áreas Contaminadas – Conceitos e Informações Gerais, 74 p. In [www.fiemg.com.br](http://www.fiemg.com.br) acedido em Agosto de 2012.
- **FIFIELD, F. W. & HAINES, P. J. (1995)** – Environmental Analytical Chemistry, Blackie Academic & Professional, London, England, 376-385 p.
- **FIGUEIREDO, T. & GONÇALVES, D. (2008)** – Erosividade das precipitações e erosão hídrica dos solos: exercícios de estimativa face a cenários de alteração climática, ESAB/IPB/CIMO, Bragança, Portugal. In <http://bibliotecadigital.ipb.pt> acedido em Outubro de 2011.
- **FONSECA DO CARMO, F. (2010)** – Importância Ambiental e Estado de Conservação dos Ecossistemas de Cangas no Quadrilátero Ferrífero e Proposta de áreas – Alvo para a Investigação e Protecção da Biodiversidade em Minas Gerais - Programa de Pós-graduação em

Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS) da Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, Minas Gerais, 3-6 p.

- **FONSECA, R. & BARRIGA, F. J. A. S. (2003) a)** – Dos solos para os lagos artificiais: Transformações mineralógicas e químicas dos materiais depositados. Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, Volume Especial V, p. 26, CD-ROM, B40-B43, Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica.

- **FONSECA, R. & BARRIGA, F. J. A. S. (2003) b)** – Assoreamento de albufeiras e utilização agrícola dos materiais depositados: uma estratégia ambientalmente correcta para recuperar e fertilizar solos pobres/degradados. Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, p. 97, CD-ROM, H53-H56, Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica.

- **FONSECA, R. (2002) a)** – As albufeiras como estações de trânsito na sedimentação. Estudo Geológico sobre a re-utilização de sedimentos de Sistemas Portugueses e Brasileiros. Não Publicado, Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, Évora, pp. 1- 461.

- **FOUTAIN, J. C. (1998)** – Technologies for Dense Nonaqueous Phase Liquid Source Zone Remediation – Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC) – State University of New York at Buffalo, Department of Geology, Pittsburgh, USA, 62 p. In <http://www.gwrtac.org> acedido em Fevereiro de 2005.

- **GABRIELS, D. & MICHIELS, P. (1991)** – Soil Organics Matter and Water Erosion Processes, in *Advances in Soils Organic Matter Research: The Impact on Agriculture & the Environment*, Edited by W. S. Wilson, The Royal Society of Chemistry, England, 141-150 p.

- **GHOSH, M. & SPINGH, S. P. (2005)** – A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of its Byproducts, in *Applied Ecology and Environmental Research*, n.º. 3, 18 p.

- **GOMES, M. J. A. R. (1999)** – Riscos para a saúde de complexos mineiros abandonados – Tese de Mestrado – Universidade de Porto – Faculdade de Medicina /Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Porto, 27-50 p.

- **GONÇALVES, A. C. R. (2010)** – Impactes Ambientais em Áreas Mineiras Activas – O caso da Ribeira do Bodelhão Minas da Panasqueira – Actas do VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física; II Seminário Ibero-Americano de Geografia Física, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. In <http://www.uc.pt/fluc/cegot/VISLAGF/actas/Tema4/anselmo> acedido em Setembro de 2011.

- **GONÇALVES, J., CORREIA, V., JORGE, C., CALDEIRA, L. (2012)** – Remediação *in situ* de solos e águas subterrâneas com uso de *nano* partículas de ferro zero valente: Avaliação

Preliminar – Seminário “Descontaminação de Solos e Águas Subterrâneas”, realizado no dia 11 de Outubro de 2012 na Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa, Portugal, 11 p.

- **GUILHERME, L. R. G., CURI, N., SILVA, M. L. N., RENÓ, N. B., MACHADO, R. A. F. (2000)** – Adsorção de Fósforo em Solos de Várzea do estado de Minas Gerais *in* Revista Brasileira das Ciências do Solo, Vol. 24, 27-34 p. *In* <http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v24n1a04.pdf> acessado em Maio de 2012.

- **GWRTAC – Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (1997) a)**  
– Electrokinetics – Technology Overview Report – O Series: TO-97-03 – Pittsburgh, U. S. A., 117 p.

- **GWRTAC – Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (1997) b)**  
– Phytoremediation – Technology Overview Report – E Series: TE-98-01 – Pittsburgh, U. S. A., 38 p.

- **GWRTAC – Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (2002)** – Phytoremediation os Soil and Groundwater – Technology Overview Report – E Series: TE-02-01 – Pittsburgh, U. S. A., 117 p.

- **HARE, F., WARREN, A., MAIZELS, J., KATES, R., JOHNSON, D., HARING, K., GARDUÑO, M. (1992)** – *Desertificação: Causas e Consequências* – Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 13-43p.

- **HARROD, T. R., CARTER, A. D., HOLIS, J. M. (1991)** – The Role of Soil Organic Matter in Pesticides Via Run-off, Soil Erosion and Leaching, *in* Advances in Soils Organic Matter Research: The Impact on Agriculture & the Environment, Edited by W. S. Wilson, The Royal Society of Chemistry, England, 129-138 p.

- **HILLEL, D. (1998)** – Environmental Soil Physics, Academic Press, United States of America, 677-690 p.

- **HOLÝ, M. (1980)** – Erosion and Environmental, Pergamon Press, United States of America, 145-222 p.

- **IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2002)** – Relatório Geo Brasil – 2002 – Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil, Edições IBAMA, Brasília, 48-67 p.

- **IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2002)** – Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais da Bacia do Rio de São Francisco – Sub-bacia do Rio Paraopeba. In [http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/.../Estudo\\_Metas\\_Paraopeba.pdf](http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/.../Estudo_Metas_Paraopeba.pdf) acessado em Julho de 2010.
- **IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2005)** – Projecto Águas de Minas: Monitoramento das Águas Superficiais no Estado de Minas Gerais – Estudo das Metas de Qualidade da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba 2005 – Diagnóstico Estratégico da Bacia Hidrográfica e Cenários de Desenvolvimento – Estudo Técnico, Belo Horizonte, MG. In [http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/.../Estudo\\_Metas\\_Paraopeba.pdf](http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/.../Estudo_Metas_Paraopeba.pdf) acessado em Julho de 2010.
- **ITRC - Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group (2000)** – *Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group – Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs): Review of Emerging Characterization and Remediation Technologies*, USA, 36-40 p. In <http://www.itrcweb.org> acessado em Maio de 2005.
- **JACQUES, R. J. S., BENTO, F. M., ANTONIOLLI, Z. I., CAMARGO, F. A. O. (2007)** - *Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, in Ciência Rural, Santa Maria, V. 27, n.º. 4, Julho – Agosto, ISSN 0130-8478, Brasil, 1192-1201 p.*
- **JAMBOR, J. L. (2003)** – Mine-Waste Mineralogy and Mineralogical Perspectives of Acid-base Accounting, Chapter 6 – Environmental Aspects of Mine Waste, Mineralogical Association of Canada, Short Course Series, Vol. 31, Vancouver, Canada, 117-145 p.
- **JIMÉNEZ, J. J. R. (2002)** – *La Ingeniería Ambiental – Entre el Reto y la Oportunidad*, Editorial Síntesis, Madrid, Espanha, 11-22 p.
- **JORGE, C. R. R. (2003)** – *Contaminação/Descontaminação de Solos com Gasolina. Influência das Características do Solo – Tese e Programas de Investigação LNEC*, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, 390 p.
- **KILLHAM, K. (1994)** – *Soil Ecology*, Cambridge University Press, Melbourne, Australia, 89-140 p.
- **LACERDA, L. D. & MALM, O. (2008)** – *Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas* – *Revista Estudos Avançados* 22, Vol. 63, São Paulo, Brasil, 173-190 p.
- **LANZA, D. S. (2011)** – *Diagnóstico da Erosão laminar na Alta e Média Bacia do Rio Paraopeba* - Dissertação submetida para satisfação parcial dos Requisitos do Grau de Mestre em Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, Brasil. 6-46 p.

- **LASAT, M. M. (2000)** – Phytoextraction of Metals from Contaminated Soils: A Review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues in *Journal of Hazardous Substance Research*, Kansas State University, Vol 2, Washington, U. S. A., 25 p.
- **LEI N°. 11/87, de 7 de Abril** - Lei de Bases do Ambiente, Diário da República I Série.
- **LEI N°. 19/2014, de 14 de Abril** - Lei de Bases do Ambiente, Diário da República I Série.
- **LAL, R. (1994)** – Water Quality Effects of Tropical Deforestation and Farming System on Agricultural Watersheds in Western Nigeria in *Soil Process and Water Quality – Advances in Soli Science* – Lewis Publishers, London, 273-302 p.
- **LEPSCH, I. F. (1977)** – Solos – Formação e Conservação – Edições Melhoramentos, Instituto Nacional do Livro/MEC – Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 158 p.
- **LINHARES, L. A., EGREJA FILHO, F. B., BELLIS, V. M., SANTOS, E. A. (2009)** – Disponibilidade de Cobre e Zinco em Solos Tropicais Avaliada pelo Processo de Extracção Sequencial (BCR) in *Revista Tecno-Lógica*, V. 13, n. 1, Santa Cruz do Sul, Brasil, 12-18 p. In <http://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica> acessado em Janeiro de 2012.
- **LOURENÇO, J. C. N. (1998)** – Remediação de Solos – Extracção de Vapor – Dissertação submetida para satisfação parcial dos Requisitos do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 119 p.
- **LUKAC, M. & GODBOLD, D. L. (2011)** – Soil Ecology in Northern Forests – A belowground View of a Changing World, Cambridge University Press, Cambridge, 256 p.
- **LYLE, JR. (1987)** – Surface Mine Reclamation Manual – Elsevier, New York, United States of America, 268 p.
- **MACÊDO, L. S. & MORRIL, W. B.B. (2008)** – Origem e comportamento dos metais fitotóxicos: Revisão da Literatura in *Revista Tecnologia & Ciências Agropecuárias*, Brasil, V. 2, Nr. 2, 29-38 p. In [www.emepa.org.br/revista/volumes/tca\\_v2\\_n2\\_jun/tca06\\_origem.pdf](http://www.emepa.org.br/revista/volumes/tca_v2_n2_jun/tca06_origem.pdf) acessado em Julho de 2010.
- **MACHADO, P. L. O. A. (1997)** – Considerações gerais sobre a toxicidade do alumínio nas plantas, Documento N°. 2, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Rio de Janeiro, Brasil. 21 p. In [http://cnps.embrapa.br/publicacoes7pdfs7documentos\\_02\\_1997..pdf](http://cnps.embrapa.br/publicacoes7pdfs7documentos_02_1997..pdf) acessado em Julho de 2010.

- **MADHAVI, V., PRASAD, T. N. V. K.V., REDDY, B. R., REDDY, A. V. B., GAJULAPALLE, M. (2014)** – Conjunctive effect of CMC-zero-valent iron nanoparticles and FYM in the remediation of chromium-contaminated soils *in* Appl Nanosci 4:2014, Springer, 477-484 p. *In* <http://springerlink.com> acessado em Junho de 2013.
- **MADRP (1999)** – Ministério do Ambiente, do Desenvolvimento Rural e das Pescas - Conservação do Solo e da Água – Manual Básico de Práticas Agrícolas, Edições INGA, Lisboa, Portugal, 80 p.
- **MAIA, A. (2006)** – As conseqüências do assoreamento na operação de reservatórios formados por Barragens – Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, São Carlos, Brasil, 1-145 p.
- **MAPA DE SOLOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS (2010)** - Legenda Expandida, Universidade Federal de Viçosa; Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais; Universidade Federal de lavras; Fundação Estadual do Meio Ambiente, Belo Horizonte, Brasil, 49 p.
- **MARCONDES, J. A. P. (2001)** – Nodulação e absorção de nitrogénio pela soja em resposta à aplicação de cobalto e molibdénio, Tese de Mestrado em Agronomia, Universidade de Curitiba, Brasil, 20-32 p.
- **MARGALEF, R. (1995)** – Limnologia. Ediciones Ómega, Barcelona, Espanha, 779-826 p.
- **MARTINHO, M. G. M. & GONÇALVES, M. G. P. (2000)** – Gestão de Resíduos, Universidade Aberta, Lisboa, Portugal. 148-160 pp.
- **MATOS, J. (2008)** – Fundamentos de Informação Geográfica – 5ª. Edição, LIDEL – Edições Técnicas, Lda., Lisboa. 405 p.
- **McLEAN, J. E. & BLEDSOE, B. E. (1992)** – Grand Water Issue – Behavior of Metals in Soils, United States Environmental Protection Agency (USEPA), EPA/540/S-92/018. 25 p.
- **MEDEIROS, M. J. (2000)** – Avaliação da vazão referencial como critério de outorga dos direitos de usos das águas na Bacia do Rio Paraopeba – Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio-Ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG, 110-122 p. *In* [http://www.cprm.gov.br/publique/media/diss\\_medeiros.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/diss_medeiros.pdf) acessado em Dezembro de 2010.
- **MEYER, B., ANDERSON, D., BÖHNING, R. (1965)** – Introdução à Fisiologia Vegetal, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, Portugal. 564 p.



- **MOLOZZI, J., FRANÇA, J., ARAÚJO, T., VIANA, T., HUGHES, R. & CALLISTO, M. (2011)** – Diversidade de habitats físicos e a sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais, *in* Revista Iheringia Série Zoologia, Vol. 101, n.º. 3, Porto Alegre, Setembro, 191-199 p.
- **MONTEIRO DE OLIVEIRA, D., CARA, D. V. C., XAVIER, P. G., SILVA DE PAULA, M., SOBRAL, L. G. S., LIMA, R. B. & LOUREIRO, A. (2007)** – Fitorremediação: O Estado da Arte – Série Tecnológica Ambiental, 39 – Centro de Tecnologia Mineral, Ministério da Ciência e Tecnologia, Rio de Janeiro, Brasil. 49 p.
- **MORAES, A. F. (2007)** – 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 Contribuintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados – Programa de Pós-Graduações em Geologia do Instituto de Geociências da UFMG, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 25-29 p. *In* [http://www.biblioteca\\_ufmg.br/dspace/handle//843/MPBB-7CTM6](http://www.biblioteca_ufmg.br/dspace/handle//843/MPBB-7CTM6) acessado em Janeiro de 2011.
- **MOREIRA, C. A. & DOURADO, J. C. (2007)** – Monitoramento da Atenuação Natural de Pluma de Contaminação pelo Método de radar de Penetração no Solo (GPR), Revista Brasileira de Geofísica, Vol 25 (4), Brasil, 389-398 p.
- **MOREIRA, U. (2012)** – Práticas de Solos – Publindústria, Edições Técnicas, Lda., Porto, Portugal. 126 p.
- **MORGAN, R. P. C. (1997)** – Erosión y Conservación del Suelo – Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, Espanha. 343 p.
- **MORTATTI, J., HISSLER, C., PROBST, J. L. (2010)** – Distribuição de Metais Pesados nos Sedimentos de Fundo ao Longo da bacia do Rio Tietê *in* Revista do Instituto de Geociências – USP, V. 10, São Paulo, Brasil, 3-11 p. *In* [www.igc.usp.br/geologiausp](http://www.igc.usp.br/geologiausp) acessado em Janeiro de 2012.
- **MORSE, J. W. & MACKENZIE, F. T. (1994)** – Geochemistry of Sedimentary Carbonates, Developments in Sedimentology 48 – Elsevier, New York, 447-458 p.
- **MUCHOVEJ, R. M. C. & RECHCIGL, J. E. (1990)** – Impact of Nitrogen Fertilization of Pastures and Turfgrasses on Water Quality *in* Soil Process and Water Quality – Advances in Soli Science – Lewis Publishers, London, 91-136 p.
- **MUNIZ, D. H. F. & OLIVEIRA-FILHO, E. C. (2006)** – Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente – *in* Universitas:

Ciências da Saúde, Volume 4, Número 1/2, 83-100 p. In <http://publicacoesacademicas.uniceub.br/index.php/cienciasaude/article/viewFile/24/40> acessado em Agosto de 2010.

- **NALINI JR., H. A. (2009)** – Estudos Geoambientais no Quadrilátero Ferrífero: Mineração e Sustentabilidade, 46 p.

- **NASCENTES, R. (2006)** – Estudo da Mobilidade de Metais Pesados em um Solo Residual Compacto, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade de Viçosa, Minas Gerais, Brasil, 4-35 p.

- **NEARING, M. A., NORTON, L. D., ZHANG, X. (2001)** – Hydrology, *in* Capítulo 2 – Soil Erosion and Sedimentation – Watershed Management and Hydrology, Lewis Publishers, London, 29-54 p.

- **NEVES, N. S., FREIRE, M., M., DIAS, S., RIBEIRO, N. (2008)** – Desenvolvimento e Exploração de um Modelo de dados Espaciais para o Ordenamento Florestal *In* Silva Lusitana, Nº. Especial, 1-16 p. In <http://www.scielo.oces.mctes.pt/pdf/slu/v16nEspecial/v16a01.pdf> acessado em Janeiro de 2012.

- **NEVES, N. S., FREIRE, M., M., GUIOMAR, DUARTE, L. (2010)** – Avaliação do Acidentado do Terreno: desenvolvimento de uma nova métrica focal. *In* Proceedings from the Conference, MyESIG 2010. 10-12 Fevereiro, Oeiras, 9 p. In <http://www.fcsh.unl.pt/e-geo/?q=en/node/1427&page=4> acessado em Janeiro de 2012.

- **NEVES, N. S., FERREIRA, A. G., CANCELA D'ABREU, A., GONÇALVES, C., RAMOS, I., FREIRE, M., GUIOMAR, N., MADEIRA, L. (2011)** – Erosão Hídrica Estrutural – EHE: Descrição dos processos de modelação geográfica. DGPTDU - Universidade de Évora, Évora, 6 p. In <http://hdl.handle.net/10174/7574> acessado em Janeiro de 2012.

- **NOBRE, M. M. & NOBRE, C. M. (2003)** – Remediação de Solos; Técnicas alternativas melhoram desempenho – *in* Revista Química e Derivados, Vol. 7, Nº. 417, São Paulo, Brasil, 16 p.

- **NOGUEIROL, R. C. (2008)** – Extração sequencial e especiação de metais pesados, e emissão de gases de efeito de estufa em Neossolo Litólico contaminado com resíduo rico em Ba, Cu, Ni, Pb e Zn, Dissertação de Mestrado em Agronomia, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil, 11-36 p. In <http://www.teses/usp.br> acessado em Janeiro de 2012.

- **NUNES, B. L. O. (2009)** – Quantificação de Emissões de Mercúrio provenientes de Fontes Naturais, Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Aveiro, 1-25 p.
- **OWENS, L. B. (1994)** – Impacts of Soil N Management on the Quality of Surface and Subsurface Water in Soil Process and Water Quality – Advances in Soil Science – Lewis Publishers, London, 137-162 p.
- **PELLEGRINI, J. (2005)** – Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino-Agudo, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil, 4-22 p.
- **PIERANGELI, M. A. P., GUILHERME, L. R. G., CURI, N., SILVA, M. L. N., OLIVEIRA, L. R., LIMA, J.M. (2001)** – Teor Total e Capacidade Máxima de Adsorção de Chumbo em Latossolos Brasileiros in Revista Brasileira Ciências do Solo, n°. 25, 279 - 288 p. In <http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v25n2aou.pdf> acessado em Maio de 2012.
- **PINTO, P., MORAIS, M., SAÚDE, A. C., CAEIRO, J. & PINTO, V. (2001)** – *Qualidade Ecológica de Águas Interiores Superficiais* – in *Água um recurso a Preservar*, Universidade de Évora, Évora, 55-77 p.
- **PINTO, S. A. F. & LOMBARDO, M. A. (S/data)** – O uso de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas no mapeamento de uso da terra e erosão do solo, Rio Claro, São Paulo, Brasil, 9 pp. In [http://www.cartografia.org.br/xxi\\_cbc/259-SR31.pdf](http://www.cartografia.org.br/xxi_cbc/259-SR31.pdf) acessado em Julho de 2011.
- **POCH, M. (1999)** – Las calidades del agua – Rubens Editorial, Barcelona, 11-23 p.
- **PTACEK, C. J. & BLOWES, D. W. (2003)** – Geochemistry of Concentrated Waters at Mine-Waste Sites, Chapter 12 – Environmental Aspects of Mine Waste, Mineralogical Association of Canada, Short Course Series, Vol. 31, Vancouver, Canada, 239-249 p.
- **RESOLUÇÃO DE CONAMA N°. 420**, de 28 de Dezembro de 2009.
- **REGINATTO, C. (2012)** – Bioventilação de um Solo Argiloso Contaminado com Mistura de Diesel e Biodiesel – Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Faculdade de Engenharia e Arquitectura da Universidade de Passo Fundo, na área de Concentração, Infra-estrutura e Meio Ambiente, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, Brasil, 49-53 p.

- **REIS, M. A. M., ALMEIDA, J. S., ZUNGAILIAZ, E. J. (2003)** – Biorremediação – Parte 2: Aplicações da Biotecnologia – Biotecnologia Ambiental – *In* Biotecnologia, Fundamentos e Aplicações, LIDEL Edições Técnicas, Lda., Lisboa, 285-298 p.
- **REIS, T. C. (2002)** – Distribuição e Biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl<sub>2</sub> e Biossólidos – Programa de Doutorado em Agronomia na área de Conservação: Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura, Piracicaba, São Paulo, Brasil, 1-24 p.
- **RHEINHEIMER, D. S., ALVAREZ, J. W. R., FILHO, B. D. O., SILVA, L. S., BORTOLUZZI, E. C. (2005)** – Resposta de culturas à aplicação de enxofre e a teores de sulfato num solo de textura arenosa sob o plantio directo *in* Ciência Rural, Santa Maria, V. 35, Nº. 3, ISSN0103-8478, Brasil, 562-569 p. *In* [www.scielo.br/pdf/cr/v35n3/a11v35n3.pdf](http://www.scielo.br/pdf/cr/v35n3/a11v35n3.pdf) acessado em Junho de 2013.
- **ROQUE, M. C. R. (2012)** – A problemática das áreas mineiras degradadas. Caso da Mina de Penedono – Seminário “Descontaminação de Solos e Águas Subterrâneas”, realizado no dia 11 de Outubro de 2012 na Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa, Portugal, 6 p.
- **ROQUE, M. C. R. (2013)** – Estudos de Caracterização de Áreas Mineiras Degradadas – Proposta de Metodologia com a aplicação à área mineira de Santo António, Penedono - Tese e Programas de Investigação LNEC, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, 400 p.
- **RUCHYS DE AZEVEDO, U. (2007)** – Património Geológico e Geoconservação do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: Potencial para a Criação de um Geoparque da UNESCO – Tese de Doutorado – Universidade Federal de Minas Gerais – Instituto de Geociências – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Minas Gerais, 90pp. *In* <http://www.geoturismobrasil.com/artigos/tese%20ursula%20cap1-6.pdf> acessado em Outubro de 2010.
- **SABINO, C. V. S., ABREU, J. F., LOBATO, W., SABINO, G. S., KNUP, E. A. N. (2008)** – Análise de alguns aspectos da qualidade da água da Bacia do Rio Paraopeba utilizando estatística multi-variada – *in* Revista de Biologia e Ciências da Terra, Volume 8, Número 2, 2º. Semestre, 18 p.
- **SACCOCCIO, E. M., ZEITUNE, C. M. P., MORAES, S. L. (2010)** – Nanotecnologia e o meio ambiente: Nanopartículas metálicas no tratamento de águas e solos contaminados com organoclorados, II Simpósio Paulista de Nanotecnologia, Bauro, São Paulo, Brasil, 3 p.

- **SANTOS, D. R., GATIBONI, L. C., KAMINSKI, J. (2008)** – Fatores que afectam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema de plantio direto *in* Revista Ciência Rural, Vol. 38, Nº. 2, Santa Maria, Brasil, 576-586 p.
- **SANTOS, J. Q. (1976)** – Aspectos gerais de Fertilização, 2ª. Edição, AMPOR, Amoníaco Português, S.A., Lisboa, 183 p.
- **SANTOS, J. Q. (2001)** – Fertilização e Ambiente – Reciclagem Agro-florestal de Resíduos e Efluentes, Publicações Europa-América, Lisboa, 261 p.
- **SATO, J. H. (2013)** – Métodos para a determinação do carbono orgânico em solos de cerrado, Dissertação de Mestrado em Agronomia, Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, Brasil, 90 p.
- **SCHNITZER, M. & KHAN, S.U. (1978)** – Soil Organic Matter – Developments in Soils Science 8 – Elsevier Scientific Publishing Company, New York, 201-228 p.
- **SCHWAB, G. O., FREVERT, R. K., EDMINSTER, T. W., BARNES, K. K. (1990)** – Ingeniería de Conservación de Suelos e Aguas, Noriega Editores, Balderas, México, 571 p.
- **SIEGEL, F. R. (2002)** – Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals, Springer, Berlin, 218 p.
- **SINGH, B. R. & STEINNES, E. (1994)** – Soil and Water Contamination by Heavy Metals on Water Quality *in* Soil Process and Water Quality – Advances in Soil Science – Lewis Publishers, London, 233-271 p.
- **SINGH, N. & MA, L. Q. (2006)** – Assessing Plants for Phytoremediation of Arsenic-Contaminated Soils – Methods and Reviews, Edited by: N. Willey, Humana Press, Totowa, New Jersey, Unites States of America, 319-337 p.
- **SINGHAL, R. K., GANGADHAR, B., BASU, H., MANISHA, V., NAIDU, G. R. K., REDDY, A. V. R. (2012)** – Remediation of Malathion Contaminated Soil Using Zero Valent Iron Nano-Particles *in* American Journal of Analytical Chemistry, 3, 76-82 p. *In* <http://www.SciRP.org/journal/ajac> acedido em Junho de 2013.
- **SILVA, A. B., RESENDE, M., SOUSA, A. R., MARGOLIS, E. (1999)** – Mobilização do solo, erosão e produtividade de milho e feijão em um regossolo no agreste pernambucano *in* Pesquisa Agropecuária Brasileira, V. 34, Nr. 2, Brasília, 299-307 p.

- **SILVA, A. M., SILVA, M. L. N., CURI, N., LIMA, J. M. BARRETO, V. C. M. SILVA, T. F. (2001)** – Perdas por erosão e erodibilidade de cambissolo e latossolo roxo no sul de Minas Gerais – Resultados Preliminares – Actas do VII Simpósio Nacional De Controle da Erosão, Goiânia, Brasil, 8 p.
- **SILVA, A. M., SILVA, M. L. N., CURI, N., LIMA, J. M. BARRETO, AVANZI, J. C., FERREIRA, M. M. (2005)** – Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em cambissolo e latossolo sob chuva natural *in* Pesquisa Agropecuária Brasileira, V. 40, Nr. 12, Brasília, 1223-1230 p.
- **SILVA DA CRUZ, E. (2006)** – Influência do preparo do solo e de plantas de cobertura na erosão hídrica de um argissolo vermelho-amarelo – Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências, no Curso Pós-Graduado em Agronomia, Área de Concentração em Ciências do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia, Rio de Janeiro, Brasil, 1-10 p. In <http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/daniel/Downloads/Material/Teses%20orientadas/Tese%20nfl> acessado em Maio de 2012.
- **SILVA, A. & NEVES, S. M. A. S. (2008)** – Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da erosão marginal do Rio Paraguai: Bairro São Miguel em Cáceres/MT – Brasil, *in* Revista Geográfica Acadêmica, V. 2, Nº. 3, 19-27 pp. In [www.rga.gf.br](http://www.rga.gf.br) acessado em Outubro de 2010.
- **SILVA, M. A. O. (S/data)** – Novas Tecnologias e Fundamentos Práticos Relacionados com a Técnica de Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado, PerkinElmer, Brasil, 12 pp.
- **SILVA, L. M., MATTHIENSEN, A., YUNES, J. K. (2008)** – Florações de *Trichodesmium* na Costa Brasileira, *in* Poluição Marinha, Capítulo 1, Editora Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, 3-19 p.
- **SILVA, S. R., PROCÓPIO, S. O., QUEIROZ, T. F. N., DIAS, L. E. (2004)** – Caracterização de rejeitos de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local – *in* R. Bras. Ci. Solo, Volume 28, 189-196 p.
- **SIMÕES, C. S. L. (2007)** – Variabilidade temporal de nutrientes, nos sedimentos de ma albufeira de Clima Tropical de Savana – Albufeira de Três Marias, Minas Gerais, Brasil – Universidade de Évora, Tese de Mestrado em Conservação e Reabilitação de Águas Interiores, Évora, 120 p.

- **SISEMA – Sistema Estadual de Meio Ambiente (2009)** – Inventário de Áreas Suspeitas de Contaminação e Contaminadas do Estado de Minas Gerais – Fundação Estadual do Meio Ambiente, Belo Horizonte, Brasil, 27 p. In <http://www.minasmenosresiduos.com.br/doc/infoteca/Inventario-das-areas-com-suspeita-de-contaminacao-e-contaminadas> acessado em Julho de 2012.
- **SMITH, L. & BECKIE, R. (2003)** – Hydrologic and Geochemical Transport Processes in Mine Waste Rock, Chapter 3 – Environmental Aspects of Mine Waste, Mineralogical Association of Canada, Short Course Series, Vol. 31, Vancouver, Canada, 51-70 p.
- **SoCo (2009)** – Agricultura Sustentável e Conservação do Solo – Fichas Informativas N.º. 2, 3, 4, 5, 6 e 7 do Relatório do Projeto SoCo Comunidades Europeias, Lisboa, Portugal In [www.http://soco.jrc.ec.europa.eu](http://www.soco.jrc.ec.europa.eu) acessado em Junho de 2013.
- **SOUZA, E., CARNEIRO, M., PAULINO, H., SILVA, C, BUZETTI, S. (2006)** – Frações de Carbono Orgânico, Biomassa e Actividade Microbiana em Latossolo Vermelho sob Cerrado submetido a diferentes sistemas de manejo e usos do solo, in Revista Agronomia, Vol. 28, N.º. 3, Maringá, Brasil, 323-329 p.
- **SOUZA, M. G. O. (2007)** – Utilização de nanopartículas de ferro na remediação de águas subterrâneas contaminadas por compostos orgânicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Tese de Mestrado em Engenharia Metalúrgica e dos Materiais, Rio de Janeiro, Brasil, 67 p. In [www.http://teses.ufri.br/COPPE\\_M/MilenaGouveiaOliveiradeSouza.pdf](http://teses.ufri.br/COPPE_M/MilenaGouveiaOliveiradeSouza.pdf) acessado em Junho de 2013.
- **SOUZA DOS SANTOS, E., CORREA DOS SANTOS, R. L., RIZZO, A. C. L., TELHADO, M. C. S. C. L. (2009)** – Monitoramento da Atenuação Natural do Solo Contaminado com Petróleo, XVII Jornada de iniciação Científica - CETEM, Brasil, 290-296 p. In [www.cetem.gov.br/publicacao/serie.../Elton\\_Souza\\_dos\\_Santos.pdf](http://www.cetem.gov.br/publicacao/serie.../Elton_Souza_dos_Santos.pdf) acessado em Junho de 2013
- **SPOSITO, G. (1989)** –The Chemistry of Soils, Oxford University Press, Oxford. 277p.
- **SPOSITO, G. (2008)** –The Chemistry of Soils, 2th. Edition, Oxford University Press, Oxford, 3-64 p.
- **SPARKS, D. L. (1995)** – Environmental Soil Chemistry, Academic Press, New York, 267 p.
- **STIPP, S. R. & CASARIN, V. (2010)** – A importância do enxofre na agricultura brasileira – Informações agronômicas N.º. 129 – Março, IPNI (International Plant Nutrition Institute), Piracicaba, Brsail, 20 p. In [www.ipni.net](http://www.ipni.net) acessado em Junho de 2013.

- **SUERTEGARAY, D., GUASSELLI, L., VERDUM, R., BASSO, L., MEDEIROS, R., BELLANCA, E., BERTÊ, A. (2001)** – *Projecto Arenização no Rio Grande do Sul, Brasil: gênese, dinâmica e especialização*, 349-356 p. In <http://mar.te.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/lise/2001/09.14.12.00/doc/0349.356.234.pdf> acessado em Maio de 2010.
- **TÁNAGO, M. G. & JALÓN, D. G. (2001)** – *Restauración de Ríos y Riberas*, Coedição: Fundación Conde Del Valle de salazar Y Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 205 - 229p.
- **TARBUCK, E. & LUTGENS, F. (1999)** – *Ciencias de la Tierra – Una introducción a la Geología Física- Sexta Edición*, Prentice Hall, Madrid, 213-242 p.
- **TAVARES, D. S. S. (2009)** – *Remoção do arsénio de águas usando um bioresíduo como adsorbente*, Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado em Química, Aveiro, 2- 6 p. In <http://ria.ua.pt/bitstream/10773/3983/1/Tese%20Daniela.pdf> acessado em Maio de 2012.
- **TEIXEIRA, J. M., MOURA, J. M., SILVA, U. C., CALAZANS, G. M., OLIVEIRA, A. C., MARRIEL, I. E. (2010)** – *Estoque de nitrogénio total e relação C/N influenciados pelo sistema de manejo e uso do solo de Cerrado. XXVIII Congresso Nacional de Milho e Sogro*, Goiânia, Brasil, 1928-1933 p.
- **TERRELL, D. (2007)** – *Avaliação da Qualidade da água subterrânea em área de mineração de caulim: impactos e perspectivas de remediação*, município de Mogi das Cruzes, Sp, Universidade de São Paulo, Tese de Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia, São Paulo, Brasil, 19-22 p.
- **TOMITA, R. Y. & BEYRUTH, Z. (2002)** – *Toxicologia de Agrotóxicos em Ambiente Aquático*, in *O Biológico*, Vol. 64, nº. 2, Julho/Dezembro, São Paulo, Brasil. In <http://www.geocites.com/~esabio/tomita.htm> acessado em Maio de 2012.
- **TSITONAKI, A. & BJERG, P. L. (2008)** – *In Situ Chemical Oxidation – State of The Art*, ATV Jord og Grundvand, Kings; Lyngby, 39-48 p. In [http://www.atv-jord-grundvand.dk/Afholdte\\_moeeder/081022/Paul%20Bjerg.pdf](http://www.atv-jord-grundvand.dk/Afholdte_moeeder/081022/Paul%20Bjerg.pdf) acessado em Maio de 2012.
- **UFOP – Universidade Federal de Ouro Preto (2010)** – *Estudos Geoambientais*. In <http://www.qfe2050.ufop.br/?pg=pa> acessado em Novembro de 2011.
- **USEPA - United States Environmental Protection Agency (1994)** – *How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites - Chapter V - Landfarming*, Washington DC, EPA/510-R-04-002. In <http://www.epa.gov> acessado em Maio de 2012.



- **USEPA - United States Environmental Protection Agency (1997)** – Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb. Washington DC, EPA/540/S-97/500. In <http://www.epa.gov> acessado em Maio de 2012.
- **USEPA - United States Environmental Protection Agency (1998)** - Technical Protocol for Evaluation Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. Washington DC, EPA/600/R-98/128. In <http://www.epa.gov> acessado em Maio de 2012.
- **USEPA - United States Environmental Protection Agency (2006)** – In Situ Treatment Technologies for Contaminated Soils. Washington DC, EPA/542/F-06/013. In <http://www.epa.gov> acessado em Maio de 2012.
- **WASSERMAN, J. C., HACOM, S.S., WASSERMAN, M. A. (2001)** – o Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico, Revista Mundo & Vida, Vol. 2 (1/2), Rio de Janeiro, Brasil, 46 - 53 p.
- **WASSERMAN, J. C. & WASSERMAN, M. A. (2008)** – Comportamento de metais em Sedimentos, in Poluição Marinha, Capítulo 8, Editora Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, 197 - 236 p.
- **WETZEL, R. (1993)** – Limnologia, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 407 p.
- **WOLFE, M. L. (2001)** – Hydrology, in Capítulo 1 – Agricultural Nonpoint Source Pollution – Watershed Management and Hydrology, Lewis Publishers, London, 1-27 p.
- **WOWK, G. I. T. H. & MELO, V. F. (2005)** – Avaliação do nível de chumbo, em solo de várzea, proveniente da reciclagem de baterias in Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, V. 9, n. 4, Campina Grande, Brasil, 613-622 p. In <http://www.agriambi.com.br> acessado em Janeiro de 2012.
- **VARAJÃO, C. A. C., SALGADO, A. A. R., VARAJÃO, A. F. D., BRAUCHER, R., COLIN, F., NALINI JR., H. A. (2009)** – Estudo da evolução da paisagem do Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais, Brasil) por meio da mensuração das taxas de erosão (<sup>10</sup>Be) e da Pedogênese - in Revista Brasileira SciELO - Solo, Volume 33, 1409-1425 p. In <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n5/v33n5a32.pdf> acessado em Outubro de 2010.
- **VARENNE, A. (2003)** – Produtividade dos Solos e Ambiente – Editora Escolar, Lisboa, 490 p.
- **VILLALOBOS, F. J., MATEOS, L., ORGAZ, F., FERERES, E. (2002)** – Fitotecnia – Bases y Tecnologías de la Producción Agrícola – Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 496 p.

**OUTRAS REFERÊNCIAS ONLINE:**

- **CBH Paraopeba (S/data):**

<http://www.aguasdoparaopeba.org.br/image/mapa%20localizacao%20copy.jpg>

- **Geografia 2 (2009)** - [blogs.universia.com.br/.../2009/09/07/estrutural/](https://blogs.universia.com.br/.../2009/09/07/estrutural/)

- **Portalbrasil (S/data)** – <http://www.portalbrasil.net>

# Anexos



## **Anexo I**

### **Coordenadas da Rede de Amostragem**

## Coordenadas da Rede de Amostragem

Amostra	X	Y
1	- 43,895329	- 20,461590
2	- 43,896557	- 20,464854
3	- 43,898281	- 20,467977
4	- 43,906766	- 20,466411
5	- 43,910583	- 20,468289
6	- 43,911950	- 20,469949
7	- 43,912415	- 20,473427
8	- 43,916534	- 20,476083
9	- 43,920125	- 20,477523
10	- 43,819988	- 20,485808
11	- 43,821246	- 20,488848
12	- 43,825562	- 20,493038
13	- 43,827468	- 20,493269
14	- 43,833073	- 20,493849
15	- 43,839373	- 20,494115
16	- 43,841443	- 20,494623
17	- 43,845833	- 20,496255
18	- 43,704920	- 20,546971
19	- 43,707607	- 20,547443
20	- 43,710214	- 20,547646
21	- 43,715354	- 20,547858
22	- 43,717988	- 20,548152
23	- 43,676680	- 20,556665
24	- 43,676575	- 20,553909
25	- 43,676026	- 20,549532
26	- 43,677641	- 20,547591
27	- 43,674631	- 20,548336
28	- 43,669718	- 20,547697
29	- 43,663604	- 20,548144
30	- 43,659851	- 20,550109
31	- 43,658324	- 20,550825
32	- 43,658217	- 20,552341
33	- 43,656322	- 20,553402
34	-43, 651481	- 20,558387

---

35	- 43,649579	- 20,560397
36	- 43,649154	- 20,561970
37	- 43,647573	- 20,565316
38	- 43,649472	- 20,566116
39	- 44,044938	- 20,672773
40	- 44,042316	- 20,671111
41	- 44,039023	- 20,669354
42	- 44,037496	- 20,668228
43	- 44,034578	- 20,665874
44	- 44,095898	- 20,591369
45	- 44,092498	- 20,587037
46	- 44,09007	- 20,586157
47	- 44,088781	- 20,584067
48	- 44,079957	- 20,582628
49	- 44,078524	- 20,583692
50	- 44,074855	- 20,584995
51	- 44,218198	- 20,677582
52	- 44,219859	- 20,679416
53	- 44,221807	- 20,681091
54	- 44,223605	- 20,683326
55	- 44,225968	- 20,683981
56	- 44,230745	- 20,685771
57	- 44,153026	- 20,869358
58	- 44,156363	- 20, 869047
59	- 44,157240	- 20,867736
60	- 44,161411	- 20,867855
61	- 44,169717	- 20,867855
62	- 44,172927	- 20,870126

---



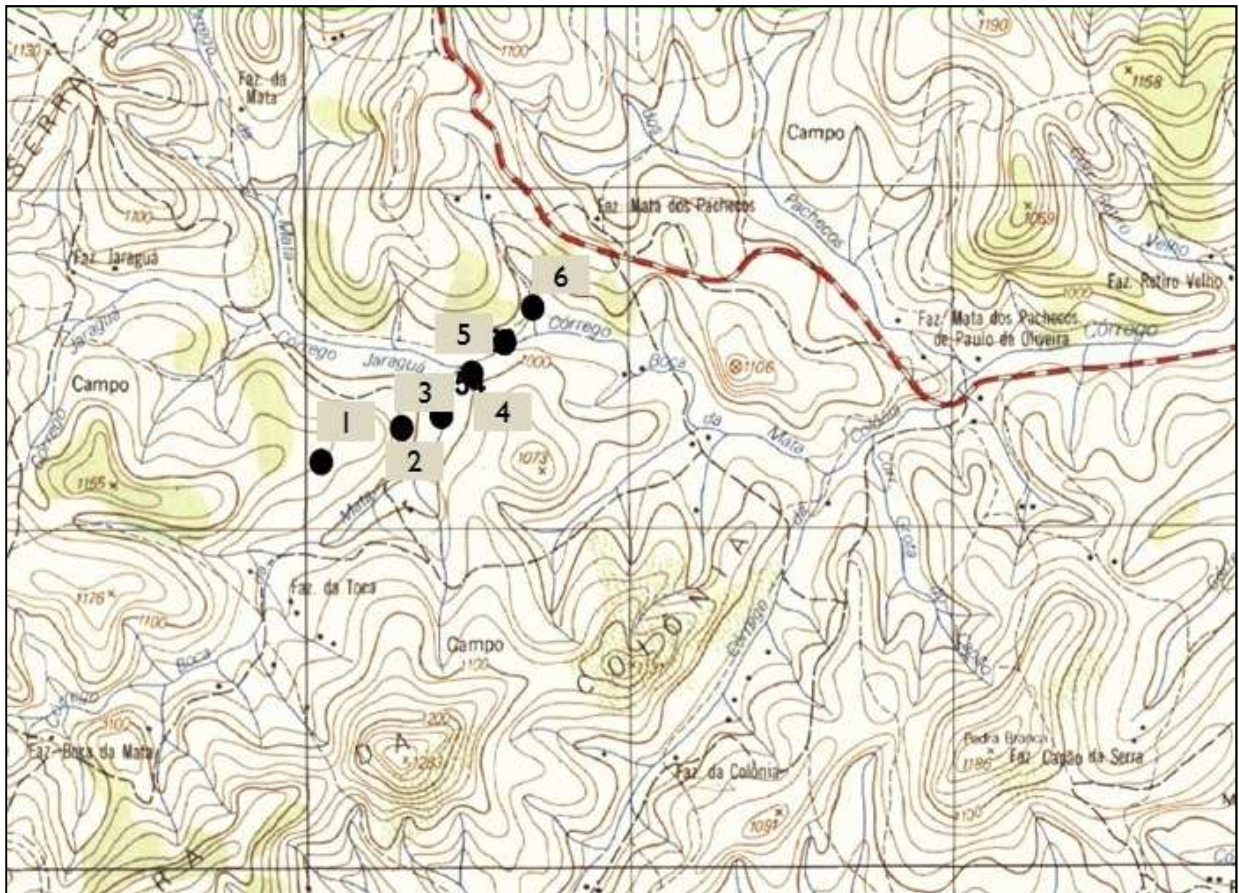


## **Anexo II**

### **Mapas de Campo com Localização dos Locais de Amostragem**

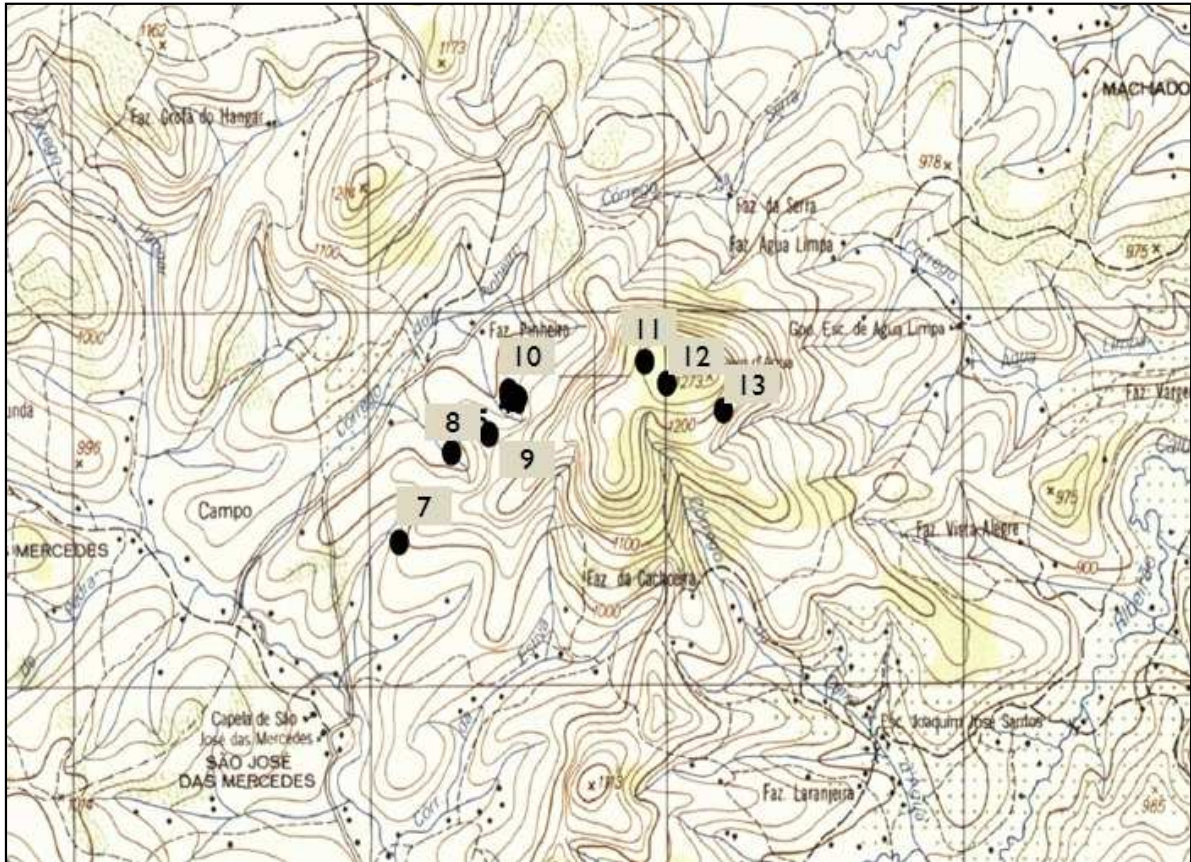
# I - Entre Rios de Minas – Córrego Boca da Mata – Grupo I (Amostras 1 a 6)

- Folha SF-23-X-A-V-2 (1976) // Escala 1:50.000



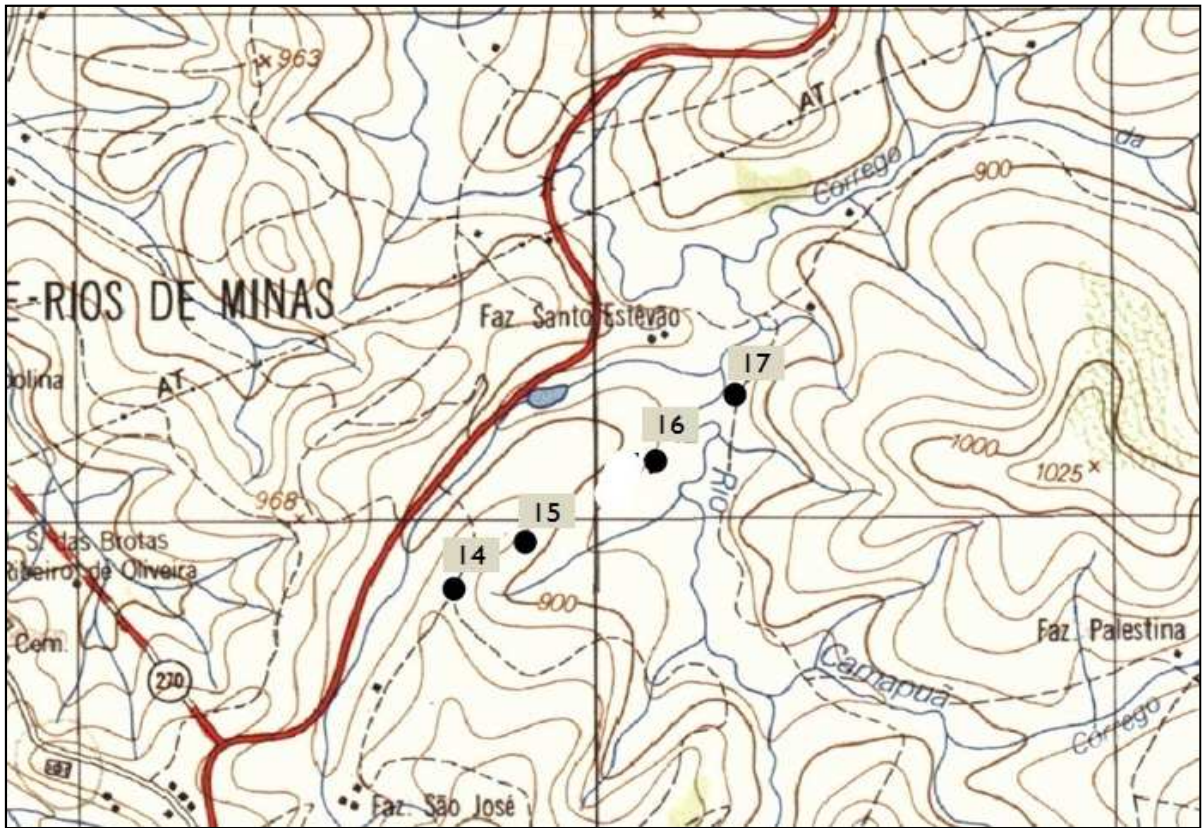
## 2 - Entre Rios de Minas – São José das Mercês – Grupo 2 (Amostras 7 a 13)

- Folha SF-23-X-A-V-2 (1976) // Escala 1:50.000



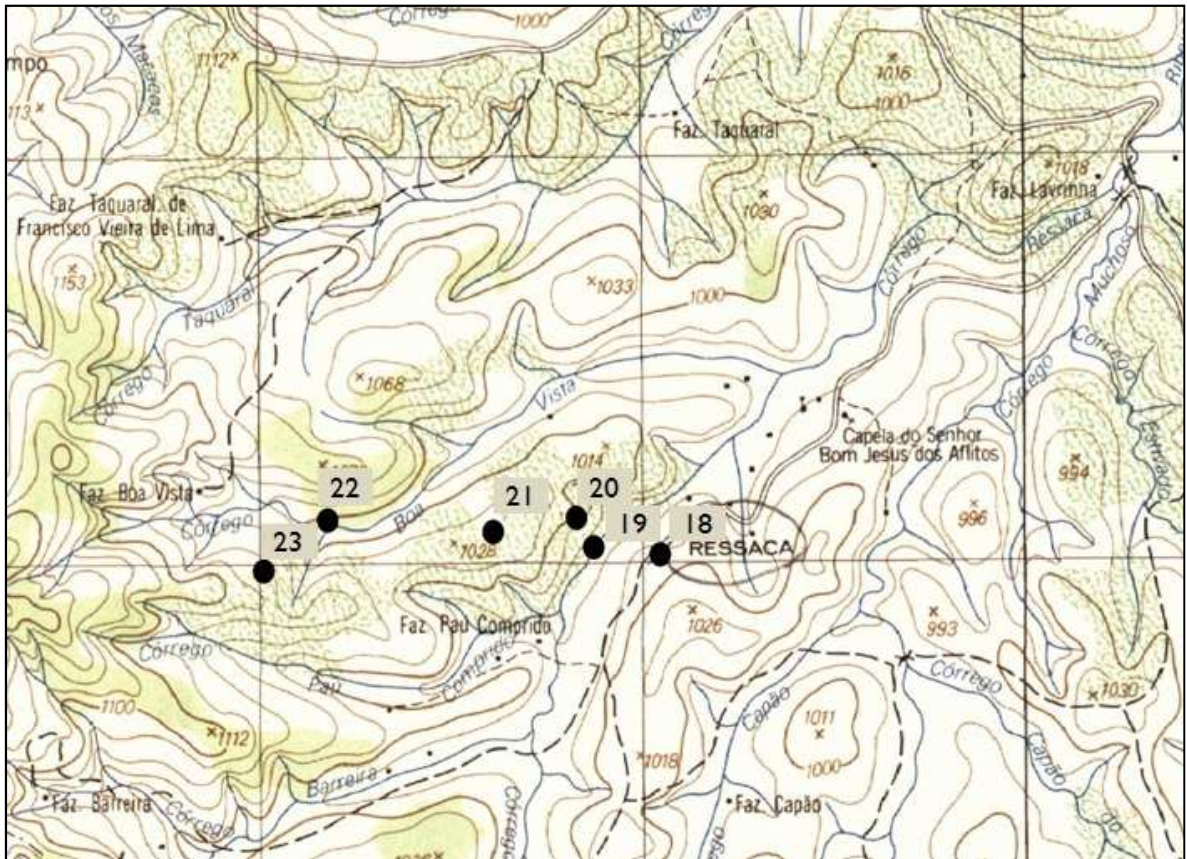
### 3 - Entre Rios de Minas – Rio Camapuã – Grupo 3 (Amostras 14 a 17)

- Folha SF-23-X-A-V-2 (1976) // Escala 1:50.000



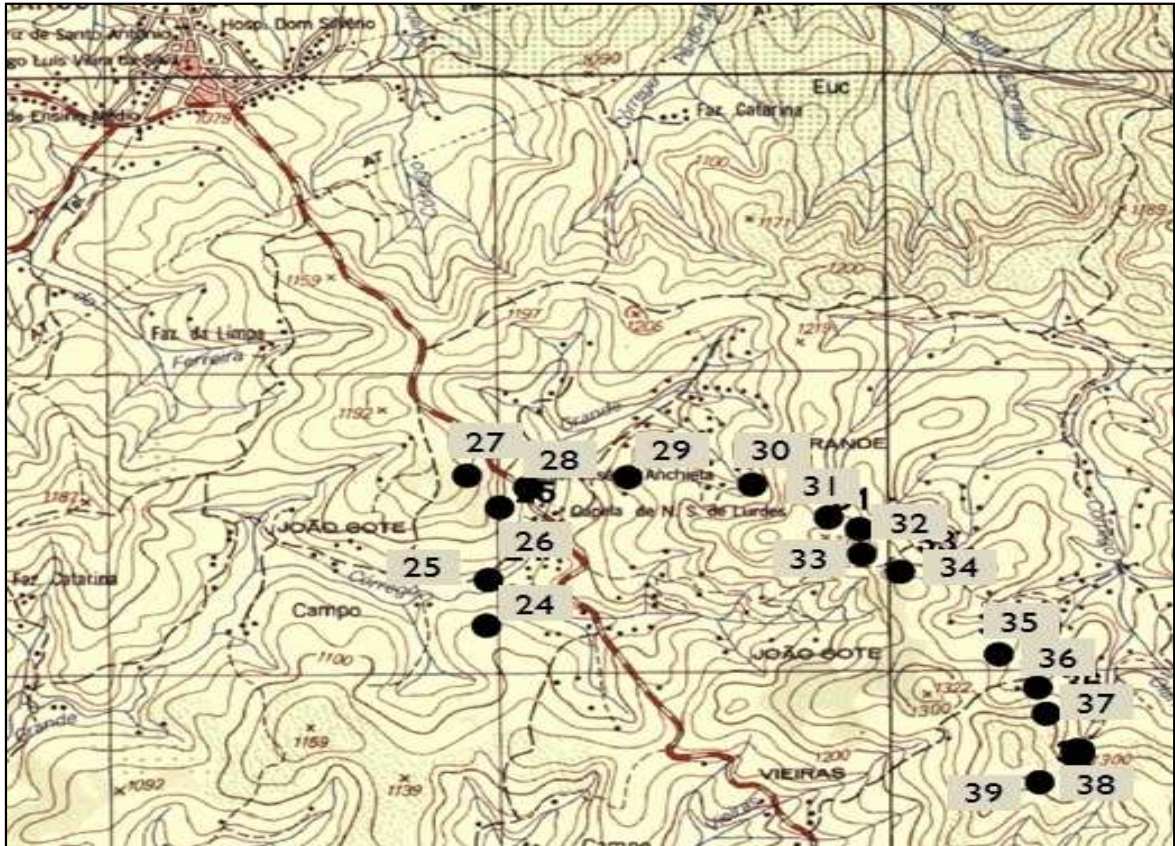
#### 4 – Lagoa Dourada – Córrego Ressaca – Grupo 4 (Amostras 18 a 23)

- Folha SF-23-X-A-V-4 (1976) // Escala 1:50.000



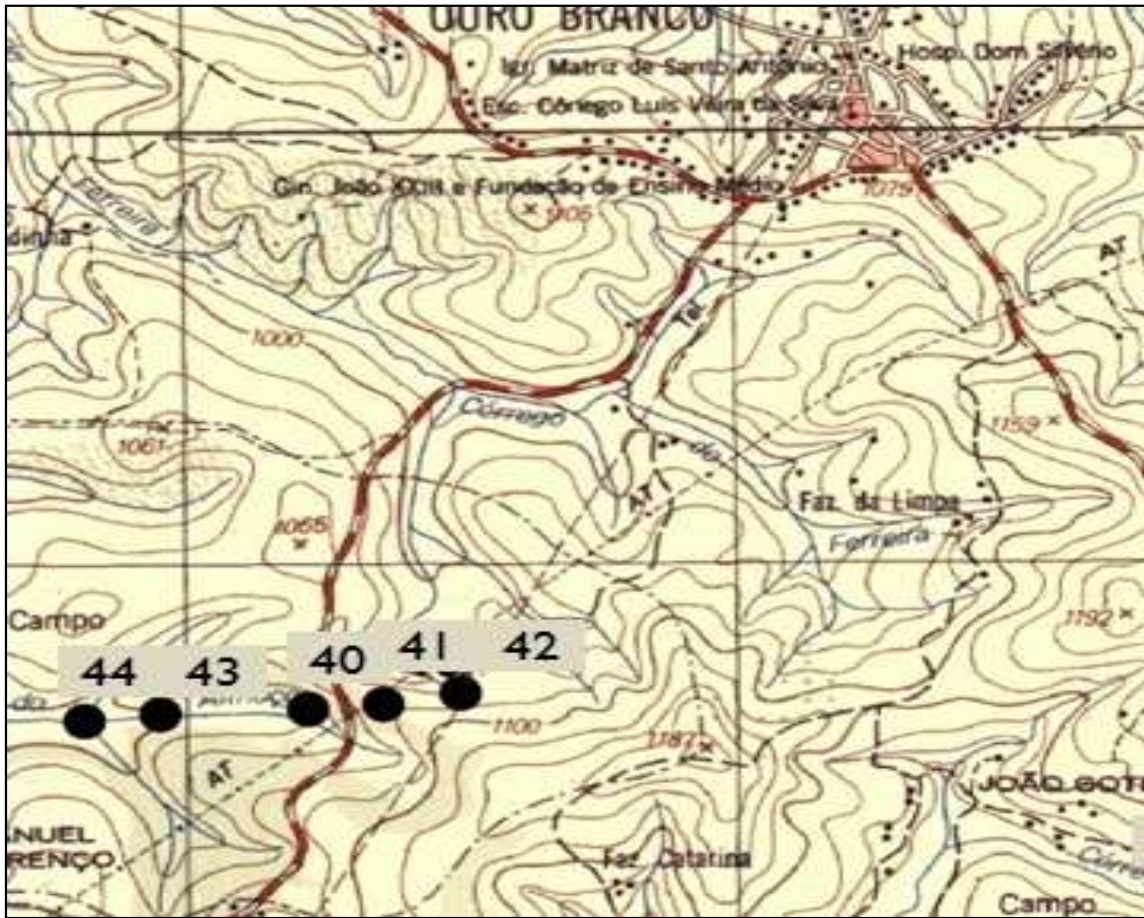
**5 – Ouro Branco – João Gote – Grupo 5 (Amostras 24 a 39)**

- Folha SF-23-X-A-VI-2 (1970) // Escala 1:50.000



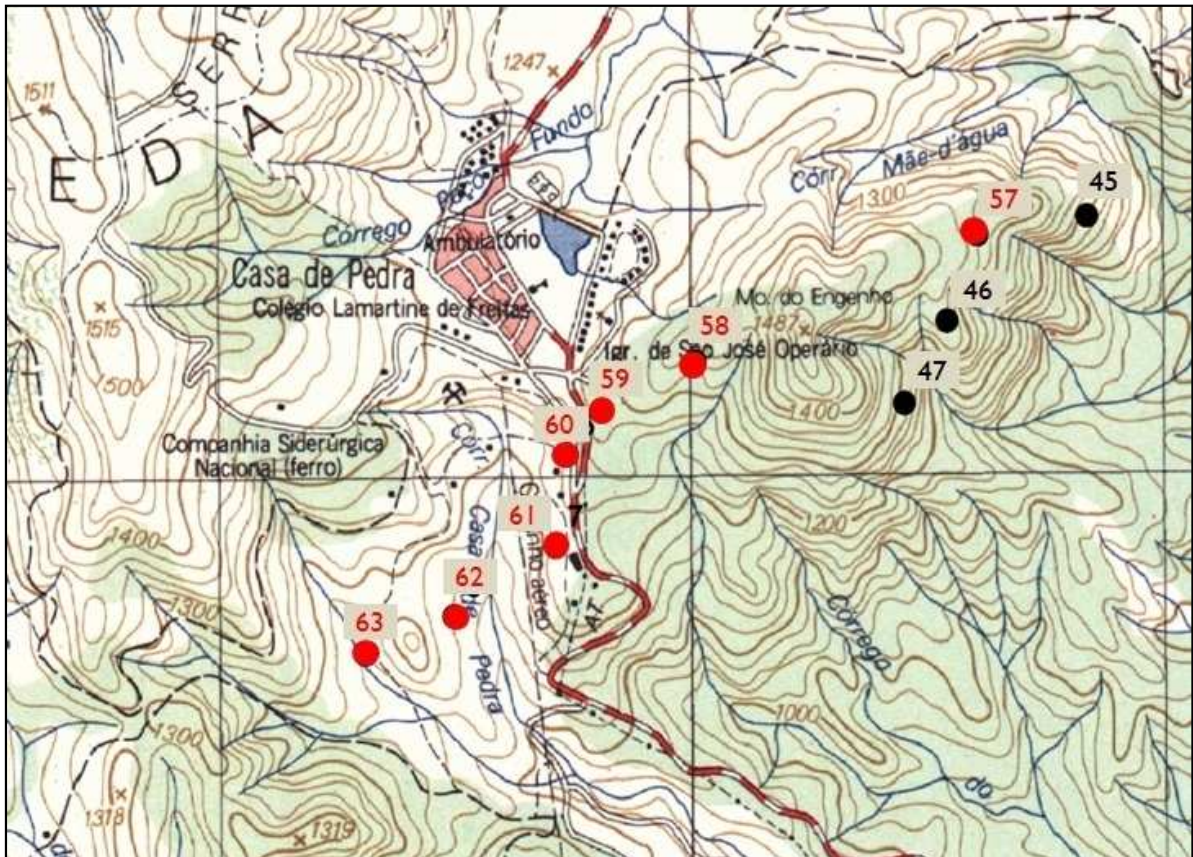
## 6 – Ouro Branco – Área Urbana – Grupo 6 (Amostras 40 a 44)

- Folha SF-23-X-A-VI-2 (1970) // Escala 1:50.000



## 7 – Congonhas – Córrego Casa da Pedra – Grupo 7 (Amostras 45 a 47)

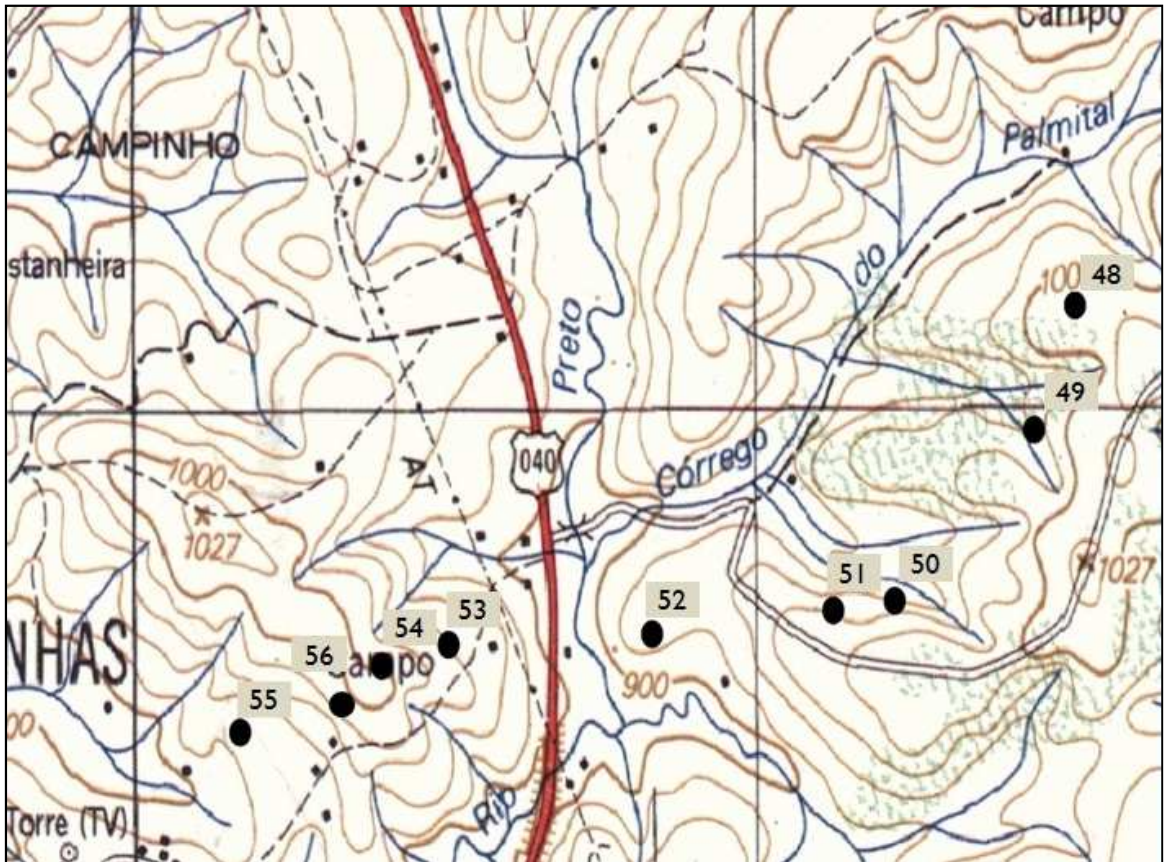
- Folha SF-23-X-A-III-3 (1975) // Escala 1:50.000





**8 – Congonhas – Rio Preto – Grupo 8 (Amostras 48 a 56)**

- Folha SF-23-X-A-III-3 (1975) // Escala 1:50.000





## **Anexo III**

### **Registo Fotográfico dos Locais de Amostragem**

**I – Registo Fotográfico: Entre Rios de Minas – Córrego Boca da Mata – Grupo I  
(Amostras 1 a 6)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**



**2 - Registo Fotográfico: Entre Rios de Minas – São José das Mercês – Grupo 2  
(Amostras 7 a 13)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**



**3 - Registo Fotográfico: Entre Rios de Minas – Rio Camapuã – Grupo 3 (Amostras 14 a 17)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**



**4 – Registo Fotográfico: Lagoa Dourada – Córrego Ressaca – Grupo 4 (Amostras 18 a 23)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**



**5 – Registo Fotográfico: Ouro Branco – João Gote – Grupo 5 (Amostras 24 a 39)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**





**6 – Registo Fotográfico: Ouro Branco – Área Urbana – Grupo 6 (Amostras 40 a 44)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**



**7 – Registo Fotográfico: Congonhas – Córrego Casa da Pedra – Grupo 7 (Amostras 45 a 47)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**



**8 – Registro Fotográfico: Congonhas – Rio Preto – Grupo 8 (Amostras 48 a 56)**

**(Fotos: Fernandes, 2011)**





## **Anexo IV**

### **Resultados Analíticos: pH**

## Resultados Analíticos: pH

Amostra	pH
1	3,88
2	3,87
3	3,32
4	4,11
5	4,19
6	4,03
7	3,77
8	3,88
9	3,55
10	2,79
11	4,01
12	3,76
13	4,63
14	3,78
15	4,51
16	4,05
17	3,86
18	3,96
19	4,55
20	3,85
21	3,18
22	3,85
23	4,16
24	3,58
25	3,94
26	4,52
27	5,74
28	4,86
29	3,25
30	4,54
31	3,69
32	4,59
33	3,55
34	3,55
35	4,9
36	3,21
37	3,14
38	4,85
39	3,57
40	3,56
41	4,82
42	5,18
43	3,71
44	5,83
45	5,09
46	5,24
47	4,65
48	3,13
49	5,6
50	5,37
51	5,78
52	4,69
53	6,43
54	4,48
55	4,33
56	4,55

## **Anexo V**

### **Resultados Analíticos: Eh**

## Resultados Analíticos: Eh

Amostra	Eh
1	466,4
2	465,8
3	442
4	460,9
5	422,6
6	460,9
7	465,4
8	427,2
9	460
10	471,2
11	444,8
12	392,1
13	459,9
14	457,3
15	392,8
16	392,6
17	431,1
18	425,2
19	435,1
20	440,3
21	450,4
22	459,8
23	445
24	389,1
25	445,1
26	434,7
27	363,4
28	441,9
29	435,6
30	449,8
31	440
32	436,2
33	332,7
34	441,1
35	348,1
36	390,4
37	448,8
38	445,7
39	444,1
40	386,8
41	430,4
42	422,2
43	428,1
44	360,4
45	430,2
46	420,9
47	435,7
48	494,1
49	415,7
50	435,7
51	429,3
52	427,7
53	369,9
54	446,6
55	418,3
56	428,3



## **Anexo VI**

### **Resultados Analíticos: Carbono**

## Resultados Analíticos: Carbono

Amostra	C Total (%)	C Org (%)	C Inorg (%)
1	2,023	1,022	1,001
2	1,512	1,105	0,407
3	1,854	1,074	0,780
4	2,753	1,207	1,546
5	1,997	1,586	0,411
6	1,591	1,035	0,556
7	1,908	1,376	0,532
8	2,456	2,37	0,086
9	1,377	0,844	0,533
10	1,615	1,215	0,400
11	2,842	2,11	0,732
12	3,027	1,291	1,736
13	2,148	1,306	0,842
14	2,199	1,597	0,602
15	1,830	1,267	0,563
16	5,751	1,659	4,092
17	2,228	2,092	0,136
18	1,195	0,982	0,213
19	2,993	1,714	1,279
20	1,278	0,922	0,356
21	2,382	1,513	0,869
22	2,110	1,551	0,014
23	5,572	5,55	0,022
24	3,537	3,042	0,495
25	2,599	1,879	0,720
26	3,004	1,993	1,011
27	2,786	1,737	1,049
28	3,254	2,979	0,275
29	2,927	2,458	0,469
30	2,758	2,088	0,670
31	2,464	2,196	0,268
32	3,555	2,654	0,901
33	2,319	1,556	0,763
34	2,478	2,418	0,060
35	1,090	0,815	0,275
36	2,150	1,956	0,194
37	2,491	1,497	0,994
38	1,815	1,338	0,477
39	2,903	2,368	0,535
40	2,215	1,535	0,680
41	3,727	1,976	1,751
42	3,958	0,002	3,956
43	3,029	2,942	0,087
44	1,526	1,26	0,266
45	3,639	2,856	0,783
46	1,329	1,235	0,094
47	0,279	0,172	0,107
48			
49	0,667	0,387	0,280
50	1,453	0,747	0,706
51	1,605	1,093	0,512
52	1,523	0,919	0,604
53	2,042	1,586	0,456
54	2,904	2,836	0,068
55	1,678	1,600	0,078
56	3,098	2,557	0,541

## **Anexo VII**

### **Resultados: Matéria Orgânica**

**Resultados: Matéria Orgânica**

<b>Amostra</b>	<b>Matéria Orgânica (%)</b>
1	1,724
2	3,448
3	5,172
4	6,896
5	8,620
6	10,344
7	12,068
8	13,792
9	15,516
10	17,240
11	18,964
12	20,688
13	22,412
14	24,136
15	25,860
16	27,584
17	29,308
18	31,032
19	32,756
20	34,480
21	36,204
22	37,928
23	39,652
24	41,376
25	43,100
26	44,824
27	46,548
28	48,272
29	49,996
30	51,720
31	53,444
32	55,168
33	56,892
34	58,616
35	60,340
36	62,064
37	63,788
38	65,512
39	67,236
40	68,960
41	70,684
42	72,408
43	74,132
44	75,856
45	77,580
46	79,304
47	81,028
48	
49	84,476
50	86,200
51	87,924
52	89,648
53	91,372
54	93,096
55	94,820
56	96,544

## **Anexo VIII**

### **Resultados Analíticos: Azoto**

**Resultados Analíticos: Azoto**

<b>Amostra</b>	<b>Azoto (%)</b>
1	0,151
2	0,112
3	0,136
4	0,215
5	0,163
6	0,124
7	0,144
8	0,183
9	0,108
10	0,120
11	0,252
12	0,194
13	0,18
14	0,150
15	0,151
16	0,404
17	0,156
18	0,075
19	0,22
20	0,078
21	0,163
22	0,147
23	0,382
24	0,25
25	0,167
26	0,226
27	0,174
28	0,245
29	0,229
30	0,221
31	0,201
32	0,250
33	0,178
34	0,185
35	0,085
36	0,158
37	0,174
38	0,139
39	0,228
40	0,17
41	0,331
42	0,24
43	0,226
44	0,112
45	0,257
46	0,065
47	0,024
48	
49	0,041
50	0,113
51	0,100
52	0,126
53	0,146
54	0,164
55	0,11
56	0,21

## **Anexo IX**

### **Resultados Analíticos: Fósforo Assimilável**

**Resultados Analíticos: Fósforo Assimilável**

Amostra	P Assimilável (mg/kg)
1	7,35
2	5,7
3	5,55
4	5,4
5	6,3
6	5,7
7	7,2
8	7,65
9	5,85
10	7,65
11	7,2
12	8,1
13	6,15
14	6
15	5,55
16	5,4
17	7,2
18	6,3
19	5,55
20	5,7
21	8,7
22	5,7
23	5,85
24	5,4
25	6
26	7,05
27	11,4
28	5,7
29	5,7
30	5,7
31	5,55
32	6,3
33	10,95
34	6,3
35	5,25
36	6,15
37	6
38	5,7
39	6,15
40	18
41	5,55
42	5,4
43	106,2
44	5,85
45	6
46	5,55
47	5,1
48	5,7
49	6,15
50	5,55
51	6,15
52	5,4
53	5,55
54	6,3
55	5,25
56	5,55



## **Anexo X**

### **Resultados Analíticos: Fósforo Solúvel**

**Resultados Analíticos: Fósforo Solúvel**

Amostra	P Solúvel (mg/kg)
1	49,5
2	20,85
3	8,85
4	10,65
5	9,9
6	85,5
7	12,45
8	652,5
9	6,6
10	12
11	10,95
12	881,25
13	7,65
14	13,05
15	16,8
16	738
17	671,25
18	5,85
19	4,05
20	42,6
21	12,75
22	163,2
23	35,55
24	705,75
25	13,05
26	5,7
27	13,05
28	716,25
29	708
30	9,6
31	1,8
32	529,5
33	9,9
34	14,1
35	16,35
36	17,7
37	84,3
38	11,25
39	158,7
40	7,05
41	7,2
42	779,25
43	17,25
44	726,75
45	8,7
46	9,9
47	7,8
48	10,5
49	10,65
50	592,5
51	6,6
52	9,15
53	9,3
54	768
55	378,75
56	20,1

## **Anexo XI**

### **Resultados Analíticos: Potássio Assimilável**

**Resultados Analíticos: Potássio Assimilável**

<b>Amostra</b>	<b>K Assimilável (mg/kg)</b>
1	111,55
2	92,7
3	86,45
4	106,9
5	152,6
6	167,15
7	154,95
8	213,85
9	50,1
10	129,1
11	217,35
12	162,05
13	109,25
14	135,25
15	169,9
16	112,3
17	174,8
18	128,15
19	131,35
20	91,75
21	152,8
22	152,35
23	168,2
24	160,3
25	136,85
26	142,7
27	83,2
28	191,45
29	127,15
30	166,2
31	116
32	148,95
33	97,4
34	132,4
35	76,85
36	70,6
37	109,45
38	141,85
39	109,4
40	159,85
41	166,5
42	96,25
43	172,05
44	197,9
45	106,8
46	160,9
47	82,35
48	122,75
49	44,45
50	145,85
51	93,35
52	178,6
53	140,05
54	73,8
55	81,7
56	189,1

## **Anexo XII**

### **Listagem das Plantas Hiperacumuladoras referidas na bibliografia consultada**

**Listagem das Plantas Hiperacumuladoras referidas na bibliografia consultada:**

Metal	Espécie de Planta Hiperacumuladora	Família	Referência
	<i>Berkheya coddii</i>	Asteraceae	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007; Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
Níquel	<i>Alyssum serpyllifolium</i> , <i>A. bertolonii</i>	Brassicaceae	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007; Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Sebertia acuminata</i>	Sapotaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Phidiasia lindavil</i>	Acanthaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Bornmuellera klyakiii</i>	Brassicaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Ipomea alpina</i>	Convolvulaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Crassula helmsil</i>	Crassulaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
Cobre	<i>Commelina communis</i>	Commelinaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Haumaniastrum katangense</i>	---	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007
	<i>Sesbania drummondii</i>	Fabaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Hemidesmus indicus</i>	Apocynaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Arabis paniculata</i>	Brassicaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
Chumbo	<i>Plantago orbignyana</i>	Plantaginaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Brassicaceae	Lasat (2000)
	<i>Thlaspi rotundifolium</i> subsp.	---	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007
	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Brassicaceae	Lasat (2000); Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007; Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
Cádmio	<i>Arabidopsis halleri</i>	Brassicaceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae	Vasconcellos <i>et al.</i> 2012
	<i>Brassica funcea</i>	Brassicaceae	Ghosh & Spingh (2005)
	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Brassicaceae	Lasat (2000)
Zinco	<i>Thlaspi calaminare</i>	---	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007
Cobalto	<i>Haumaniastrum robertii</i>	---	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007
Manganês	<i>Macadamia neurophylla</i>	---	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007
Selênio	<i>Astragalus pattersoni</i>	---	Monteiro de Oliveira <i>et al.</i> 2007

---

Tálio	<i>Iberis intermedia</i>	---	Monteiro de Oliveira et al. 2007
Urânio	<i>Atriplex confertifolia</i>	---	Monteiro de Oliveira et al. 2007

---