U.PORTO

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOMÉDICAS ABEL SALAZAR
UNIVERSIDADE DO PORTO

FACULDADE DE CIÊNCIAS
UNIVERSIDADE DO PORTO

Dispersão e Contaminação por Pb, Zn e As, associadas à escombreira mineira de Terramonte (Castelo de Paiva – Portugal)

Aurélie Pinto Rodrigues

Dissertação de Mestrado em Contaminação e Toxicologia Ambientais

2009

Aurélie Pinto Rodrigues

Dispersão e Contaminação por Pb, Zn e As, associadas à escombreira mineira de Terramonte (Castelo de Paiva – Portugal)

Dissertação de Candidatura ao grau de Mestre em Contaminação e Toxicologia Ambientais submetida ao Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto.

Orientador – Prof. Doutor António Guerner Dias
Professor Auxiliar
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

AGRADECIMENTOS

Sem o apoio, a crítica, o companheirismo e o amor dos meus “mais que tudo”, este trabalho não seria o mesmo! Ao Pai e à Mãe, à Beta e ao Alexandre, à Sofia e à Catarina: obrigada por tudo isto e muito mais que não é possível descrever, mas sente-se! Ao Rui, o meu braço direito, pelo pragmatismo, pela teimosia ou insistência…, pela paciência e pelas inúmeras vezes que me ouviu (ou não!): sempre tua, Estrela do Mar.

Ao Professor Guerner pela calma inabalável, pela confiança e acompanhamento, pela coragem… na nossas saídas de campo e nos prazos: obrigada por enfrentar este desafio comigo! Não teria sido a mesma coisa sem si!

A todos os docentes do Mestrado em Contaminação e Toxicologia Ambientais pela oportunidade de alargamento de horizontes, pelo enriquecimento pessoal, pelo trabalho forçado (quem anda por gosto não cansa!) e pela paixão ao ensino e à investigação que sentem e transmitiram: muito obrigada!

Às colegas Ana, Cláudia, Fátima, Marisa e Patrícia, pela partilha de sofrimento ao longo destes dois anos! Obrigada pelo companheirismo!

Ao Nuno Durães pelo apoio no processamento de DRX e ao Professor Iulius Bobos Radu pelo auxílio na interpretação dos resultados e pelas sugestões.

À Clinaqua pela realização das análises químicas de sedimentos, águas e solos.

Aos colegas do Mestrado de Geomateriais pelo acompanhamento nas amostragens, pela boa disposição e pelo incentivo.

À Tita, à Carlinha e à D.Júlia pelo ânimo e pelo ombro amigo.

Pela disponibilidade concedida pelo Eng. Amorim para a consulta dos arquivos da Direcção Regional do Norte do Ministério da Economia.

Em suma:

A todos os que, acreditando em mim, me fizeram acreditar….

Obrigada!

RESUMO

Nos últimos anos, o legado tóxico, decorrente das explorações mineiras abandonadas, tem despertado o interesse da comunidade científica. Os extensos volumes de materiais residuais, com elevadas concentrações de elementos metálicos e compostos químicos, contribuem para a contaminação de sedimentos, águas e solos e, consequentemente, comprometem a Biosfera.

A falta de legislação ambiental, na qual a actividade mineira se refugiou durante vários anos, possibilitou o abandono, de instalações mineiras e de escombreiras, sem necessidade de implementar planos de contenção ou requalificação.

Uma vez que as características dos resíduos mineiros favorecem a sua dispersão, amplificando as áreas de impacte dos elementos contaminantes, o presente trabalho pretendeu avaliar a contaminação e dispersão de As, Pb e Zn provenientes das escombreiras das minas de Terramonte (Castelo de Paiva – Portugal). Para tal, realizaram-se amostragens e análises químicas em sedimentos e águas da Ribeira da Castanheira, que atravessa a antiga área mineira de Terramonte e desagua no Rio Douro, e a solos nas margens da referida Ribeira.

As elevadas concentrações de elementos metálicos, determinadas nas amostras de solos sedimentos e águas, mostram que os vários compartimentos ambientais em estudo se encontram contaminados. A origem destes elementos não está na escombreira das minas de Terramonte, uma vez que esta foi confinada, no âmbito do projecto de recuperação ambiental, mas nas diversas acumulações de resíduos mineiros que se localizam ao longo das margens da Ribeira da Castanheira e que não foram sujeitos a intervenção.

Os níveis de elementos metálicos determinados comprometem a viabilidade do ecossistema, pelo que se pode considerar que os fenómenos de dispersão e contaminação por As, Pb e Zn, resultantes dos resíduos mineiros de Terramonte, continuam a ocorrer, mostrando a insuficiência da intervenção efectuada para a resolução do passivo ambiental do local.

ABSTRACT

The toxic legacy resulting from the abandoned mining has attracted the interest of the scientific community in the past few years. The huge amounts of waste materials with high concentrations of metallic elements and chemical compounds contribute to the contamination of sediments, waters and soils and, have a consequence, endanger the Biosphere.

The lack of environmental legislation in which the mining operations took refuge during several years, allowed the abandonment of mining sites and tailings without requiring the implementation of containment or rehabilitations plans.

Since the mining waste characteristics encourage its dispersion, amplifying the impact areas of the contaminants elements, this study intends to assess the contamination and dispersion of As, Pb and Zn from the tailings of Terramonte mines (Castelo de Paiva - Portugal). To find an answer to this problem, sediments and waters of Ribeira da Castanheira, which runs through the old mining area of Terramonte and flows in the River Douro, and soils on the Ribeira banks were sampled and analyzed.

The high concentrations of metallic elements presented in the analyzes, show that the various environmental compartments in study are contaminated. The origin of these elements isn't the Terramonte mine tailing, since it was confined within the environmental recovery process, but the accumulations of mining wastes found in the Ribeira da Castanheira banks and that weren´t subject of an intervention.

The levels of metallic elements determined compromise the ecosystem viability, so it is considerable that the dispersion and contamination by As, Pb and Zn resulting from the Terramonte mining waste continues to occur, showing the failure of environmental intervention made to address this local environmental contamination.

ÍNDICE

1. Actividade Mineira……1
1.1 Processos geradores de recursos minerais……1
1.2 Classificação de recursos minerais……..3
1.3 Exploração de recursos minerais……..6
1.4 Desenvolvimento sustentável e os recursos minerais……..8
2. Metais e metalóides……10
2.1 Importância dos metais……..12
2.2 Toxicidade dos metais……..12
2.2.1 Concentração e tempo de exposição ao metal……..14
2.2.2 Mobilidade e Biodisponibilidade……15
2.2.3 Bioacumulação e Biomagnificação……..16
2.2.4 Mecanismos de toxicidade……18
2.2.5 Episódios históricos de intoxicações……21
2.3 Metais nos compartimentos ambientais……22
3. Impactes ambientais das actividades mineiras……..24
3.1 Impactes das explorações de minério metálico……25
3.1.1 Impactes físicos……..29
3.1.2 Impactes químicos……..30
3.1.3 Impactes ocupacionais……...35
3.2 Medidas de recuperação ambiental……36
4. Caso de estudo: Terramonte……40
4.1 Enquadramento geológico dos recursos minerais de Portugal……..41
4.2 Recursos minerais: síntese retrospectiva e situação actual……44
4.3 O futuro dos recursos minerais……48
4.4 Áreas mineiras degradadas……..50
4.5 Terramonte……..52
4.5.1 Considerações de ordem geológica……53
4.5.2 Abordagem histórica……...57
4.5.3 Exploração mineira……59
4.5.3.1 Oficina de preparação mecânica de minério……61
Secção de trituração do minério……...61
Secção de flutuação……...62
Instalação de secagem……..63

Barragem de rejeitados……..64
4.5.4 O abandono da actividade extractiva……...68
4.5.5 Os trabalhos de reabilitação……..73
5. Material e métodos……..77
5.1 Área em estudo……...77
5.2 Amostragens……78
5.2.1 Sedimentos…..……78
5.2.2 Águas……79
5.2.3 Solos……81
5.3 Preparação das amostras de sedimentos……..81
5.4 Difracção de raios-X ……..82
5.5 Ensaios de lixiviação……..83
5.6 Análises químicas……...83
6. Resultados e Discussão……85
6.1 Difracção de raios-X……...86
6.2 Análises químicas dos sedimentos……..88
6.3 Ensaios de lixiviação……100
6.4 Análises químicas das águas……102
6.5 Análises químicas dos solos……..……115
7. Conclusão…...……124
8. Bibliografia……..129
9. Anexos…..……..136
Anexo I……..137
Anexo II……145
Anexo III..……..149
Anexo IV……..153
Anexo V……156
Anexo VI……..164
Anexo VII……170

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Os Recursos Minerais e as Reservas Minerais são definidos com base em factores económicos, metalúrgicos, de mineração, de mercado, ambientais, legais, sociais e políticos.

Figura 1.2 Zonação regional de depósitos epigenéticos de metais na Província Metalogénica Varisca do NW da Europa.

Figura 2.1 Distribuição dos elementos pelas séries químicas da Tabela Periódica.

Figura 2.2 Representação gráfica das respostas dos organismos em função da relação entre o seu estado de saúde e a concentração de um determinado poluente.

Figura 2.3 Representação esquemática das vias de entrada e do destino dos contaminantes uma vez distribuídos pela corrente sanguínea.

Figura 2.4 Relação entre a concentração de um contaminante e a percentagem de mortalidade, com indicação dos valores de NOEC/NOEL e de LC50/LD50.

Figura 2.5 Representação esquemática de uma cadeia alimentar onde ocorrem processos de biomagnificação.

Figura 2.6 Representação esquemática da concentração de Cd em distintos organismos.

Figura 2.7 Manifestação de disfunção proteica, cancro e aberrações cromossómicas, resultantes de danos no DNA promovidos pela exposição a um contaminante.

Figura 2.8 Disrupção endócrina causada por tóxicos que se associam aos centros activos das enzimas.

Figura 2.9 Vias de transporte de elementos traço no ambiente.

Figura 3.1 Potenciais impactes ambientais dos processos de mineração e fundição.

Figura 4.1 Unidades morfoestruturais da Península Ibérica.

Figura 4.2 Zonas paleogeográficas e tectónicas do Maciço Hespérico na Península Ibérica.

Figura 4.3 Mapa de distribuição dos jazigos de W-Sn, Sb-Au, Au, As e Pb-Zn (Ag).

Figura 4.4 Representação esquemática do enquadramento geológico do filão de Terramonte.

Figura 4.5 Representação esquemática do corte longitudinal da mina, evidenciando-se a forma de trapézio isósceles da mineralização, definido por duas falhas.

Figura 4.6 Vista geral das instalações à superfície da Mina de Terramonte.

Figura 4.7 Representação esquemática do processo de exploração.

Figura 4.8 Localização das instalações de superfície.

Figura 4.9 Instalações de tratamento de minério.

Figura 4.10 Sistema de filtração dos concentrados.
Figura 4.11 Barragem de estéreis onde é possível visualizar acumulações de água.
Figura 4.12 Comparação entre uma barragem construída pelo método a "montante" e uma barragem construída pelo método a "jusante".
Figura 4.13 Degraus da barragem construída a "montante", com evidências de estragos causados pelas chuvas.
Figura 4.14 Local de decantação das lamas, visualizando-se na última a crista do talude com os cavaletes que sustentam os ciclones.
Figura 4.15 Vista geral do muro de suporte da escombreira; pendente natural do talude (a presença de um homem em cima da crista do talude fornece a escala).
Figura 4.16 Configuração da barragem conforme o levantamento feito em Janeiro de 1968.
Figura 4.17 Área de deposição dos finos, onde é visível água acumulada, por falta de escoamento dos cachimbos.
Figura 4.18 Vistas do talude da frente da escombreira com sulcos resultantes da erosão.
Figura 4.19 Aspecto das drenagens no fundo da escombreira
Figura 4.20 Escombreira principal de Terramonte
Figura 4.21 Pormenores dos cachimbos e da escombreia principal.
Figura 4.22 Efeitos da erosão eólica no bordo da escombreira.
Figura 4.23 Área mineira de Terramonte.
Figura 4.24 Vista geral dos trabalhos desenvolvidos na escombreira E1.
Figura 4.25 Evolução dos trabalhos de abertura e execução de uma vala para drenagem pluvial nas ruínas das antigas instalações.
Figura 4.26 Aspecto final da escombreira E1 recuperada.
Figura 5.1 Fotografia aérea da área mineira de Terramonte onde é possível vizualizar as antigas instalações (M), as duas escombreiras (E1 e E2) e o leque aluvial (L) na confluência da Ribeira da Castanheira (marcada a vermelho) com o Rio Douro.
Figura 5.2 Locais de amostragem de sedimentos ao longo da Ribeira da Castanheira.
Figura 5.3 Locais de amostragem das águas.
Figura 5.4 Recolha e identificação de amostra de água da Ribeira da Castanheira.
Figura 5.5 Amostragem de águas.
Figura 5.6 Locais de amostragem dos solos.
Figura 5.7 Amostragem de solo, após a retirada da cobertura vegetal, nas margens da Ribeira da Castanheira.
Figura 5.8 Difractómetro de raio-X utilizado na análise das amostras de sedimentos.
Figura 6.1 Difractogramas de raios-X das amostras 100m e 300m.

Figura 6.2 Gráfico referente à variação da concentração dos elementos metálicos (mg/kg) em sedimentos da Ribeira da Castanheira, em função do local em que foram amostrados.
Figura 6.3 Acumulações de rejeitados aos 400m da Ribeira da Castanheira.
Figura 6.4 Águas da Ribeira da Castanheira com uma tonalidade laranja forte, resultante da precipitação de minerais secundários.
Figura 6.5 Vertente rochosa onde foi recolhida a amostra MP.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 6.I. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos presentes em seis amostras de sedimentos recolhidas no leito da Ribeira da Castanheira.

Tabela 6.II. Concentrações (mg/kg) dos elementos metálicos em sedimentos recolhidos na Ribeira da Castanheira (*n*=6): média e desvio padrão (SD) das concentrações; Min – concentração mínima obtida; Máx – concentração máxima obtida; Mediana.

Tabela 6.III. Concentrações (mg/kg) de As, Cd, Pb e Zn, e pH de sedimentos recolhidos no Rio Geul, Bélgica (*n*=100): média e desvio padrão (SD) das concentrações; Min – concentração mínima obtida; Máx – concentração máxima obtida.

Tabela 6.IV. Concentrações (mg/kg) dos elementos metálicos analisados nos sedimentos do Rio Danúbio.

Tabela 6.V. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos correspondentes aos valores-alvo e às concentrações máximas permitidas estabelecidas pelas entidades competentes da Holanda.

Tabela 6.VI. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos referenciadas nas *guidelines* desenvolvidas *pelo Ontario Ministry of the Environment,* Canadá, para a qualidade dos sedimentos.

Tabela 6.VII. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos em sedimentos estabelecidas na ISQG (Interim Sediment Quality Guidelines) do governo australiano.

Tabela 6.VIII. Concentrações (mg/l) dos elementos metálicos presentes em águas de quatro ensaios de lixiviação, utilizando sedimentos recolhidos no leito da Ribeira da Castanheira, e respectivo pH (25^{o}C) e condutividade (µS/cm).

Tabela 6.IX. Concentrações (mg/l) dos elementos metálicos presentes em águas recolhidas da Ribeira da Castanheira em cinco locais diferentes, e respectivo pH (25^{o}C) e condutividade (µS/cm).

Tabela 6.X. Concentrações (mg/l) dos elementos metálicos presentes em águas recolhidas em minas encontradas ao longo da Ribeira da Castanheira (M1, M2 e M3) e na mina de uma quinta (R) nas imediações da antiga área mineira, e respectivo pH (25^{o}C) e condutividade (µS/cm).

Tabela 6.XI. Matriz de correlação de Spearman com os coeficientes das variáveis associadas à poluição mineira: concentrações de As, Pb e Zn, pH e Condutividade (*$*p<0,01$*).

Tabela 6.XII. Concentrações (mg/l) de As, Pb e Zn determinadas nas águas do Rio Tinto, e respectivo pH (25^{o}C) e condutividade (µS/cm).

Tabela 6.XIII. Concentrações (mg/l) de As, Pb e Zn presentes em águas de superfície na área mineira de Montalbion.

Tabela 6.XIV. Concentração (mg/l) de As, Pb e Zn detectadas no estudo de Passariello *et al.* (2002) em água de rio.

Tabela 6.XV. Média e desvio padrão (SD) das concentrações (mg/l) de As, Pb e Zn, do pH e da condutividade determinados entre 1980/81 e 2001/02 no Rio Odiel.

Tabela 6.XVI. Concentrações máximas (mg/l) de As, Pb e Zn previstas no Decreto Ministerial Italiano 471/99 e nas *guidelines* europeias (*n.d.* não definido).

Tabela 6.XVII. Valores limiares (mg/l) para a protecção de 95% e 80% das espécies previstos pela ANZECC (2000), assim como as concentrações (mg/l) para águas de irrigação a longo e curto prazo, águas recreativas e de consumo humano.

Tabela 6.XVIII. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos presentes em solos recolhidos ao longo da Ribeira da Castanheira (S1 e S2) e numa quinta nas imediações da antiga área mineira de Terramonte (solo de referência – SR).

Tabela 6.IXX. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos em amostras de solos de diferentes zonas poluídas (*n* – número de amostragens) na província de Hunan, China.

Tabela 6.XX. Concentrações (mg/kg) de As, Pb e Zn determinadas em amostras recolhidas em Mar Menor.

Tabela 6.XXI. Concentrações (mg/kg) de As, Pb e Zn em solos estabelecidas pela ICRL, em função do seu uso.

Tabela 6.XXII. Concentrações máximas (mg/kg) para metais e metalóides estabelecidos nos HILs, para solos agrícolas (Level E) e solos industriais (Level F), e nos EILs para solos urbanos.

Tabela 6.XXIII. Concentrações (mg/kg) previstas pelo HSE (Inglaterra e País de Gales) na classificação de solos contaminados.

1. ACTIVIDADE MINEIRA

Os recursos minerais compreendem todas as substâncias naturais inanimadas, passíveis de serem utilizadas pelo Homem, sejam elas orgânicas ou inorgânicas (Skinner, 1970). A sua exploração tem uma longa e fascinante história, desde os utensílios de pedra até às sofisticadas minerações e indústrias extractivas dos nossos dias, sem as quais o desenvolvimento da Civilização, tal como a conhecemos, nunca teria sido possível (Evans, 1997).

Até à uns séculos os Sete Metais da Antiguidade (Ag, Au, Cu, Hg, Fe, Sn, Pb) satisfizeram a maioria das necessidades de metais (Csuros, 2002). Actualmente, faz-se uso de grande parte dos elementos da Tabela Periódica, metais e não-metais (Evans, 1997).

A Geologia dos Jazigos Minerais – *"Economic Geology"* - estuda os jazigos minerais que ocorrem na Crusta: a sua génese, a mineralogia e textura, a morfologia do depósito e o volume (Delfim, 1994). Estes estudos permitem determinar as características qualitativas e quantitativas dos jazigos minerais, assim como avaliar a possibilidade de exploração sob o ponto de vista económico. As características e a composição dos jazigos são condicionadas pelos processos que conduziram à concentração dos minerais.

Para continuar a ser possível utilizar estes elementos é necessário entender como, porquê e onde se formam os depósitos minerais, bem como os efeitos que a sua exploração pode ter nos Ambientes Naturais e no desenvolvimento da economia global nas próximas décadas.

1.1 PROCESSOS GERADORES DE RECURSOS MINERAIS

A crusta terrestre, do ponto de vista químico, é constituída maioritariamente por nove elementos: O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg e H (Neves, 2003; Torres, 2005). Os restantes elementos químicos surgem em concentrações muito baixas, geralmente nas redes cristalográficas de outros minerais (Skinner, 1970). Estes elementos, que ocorrem no Ambiente a concentrações na ordem das *ppm* ou menos, são designados por elementos traço (Skinner, 1970; Shaw, 2006).

A ocorrência de condições favoráveis condiciona a concentração de determinados elementos em locais específicos ao longo da evolução geológica, formando-se jazigos minerais: massas minerais raras, com concentrações anormalmente elevadas de um ou vários elementos químicos, e cuja exploração é, em determinado momento,

economicamente viável (Skinner, 1970; Kesler, 1976; Neves, 2003; Torres, 2005). A noção de *concentração anormal* é estabelecida em função do respectivo *clarke* expresso em *ppm*, isto é, do teor médio dos elementos químicos na crusta.

A maioria dos processos geológicos geradores de depósitos minerais envolvem alterações químicas e minerais nas rochas. Nestas alterações, os elementos ou compostos, que foram dispersados através de um largo volume de rochas, são recolhidos e concentrados, formando depósitos minerais (Kesler, 1994). Os fenómenos de concentração podem ocorrer em diversas condições, à superfície ou em profundidade (Evans, 1997), originando diferentes tipos de depósitos, nomeadamente depósitos minerais magmáticos, depósitos hidrotermais, depósitos sedimentares, *placers*, depósitos residuais e depósitos de combustíveis fósseis (Evans, 1997; Neves, 2003).

A sequência temporal da deposição de minerais num depósito mineral é conhecida como sequência paragénica e é determinada a partir do estudo das estruturas dos depósitos e da observação microscópica de texturas em secções polidas. Quando os minerais apresentam uma distribuição espacial designa-se por zonação. As zonas podem ser definidas pelas alterações mineralógicas de minério e/ou minerais de ganga; pela alteração da percentagem dos metais presentes ou pelas alterações locais em jazigos minerais ou num distrito mineralizado das relações entre certos elementos ou entre isótopos (Evans, 2005).

A descrição seguinte pretende ilustrar, genericamente, em que circunstâncias podem ocorrer determinadas concentrações minerais e sob que condições. Os depósitos minerais magmáticos formam-se a partir da concentração de minerais por cristalização fraccionada do magma ou por segregação de minerais em que, devido à densidade, se depositam na base das intrusões (Evans, 1997; Neves, 2003). As suas características variam em função do tipo de magma que esteve na sua origem (Neves, 2003). Os depósitos de Pt e Li formam-se segundo estas condições (Evans, 1997; Neves, 2003).

A concentração de minerais pode resultar da sua precipitação a partir de fluídos aquosos quentes – soluções hidrotermais – que percorrem as fracturas ou espaços intergranulares das rochas, originando os designados depósitos hidrotermais (Kesler, 1994; Evans, 1997; Neves, 2003). As soluções hidrotermais podem derivar directamente do magma de intrusões magmáticas ou podem ser águas que aquecem em contacto com superfícies quentes (Neves, 2003). Os elementos químicos transportados por estas soluções são, frequentemente, depositados em filões ou massas lenticulares (Skinner, 1997; Neves, 2003). Uma grande variedade de jazigos metálicos são originados a partir de soluções hidrotermais, nomeadamente de Cu, Zn, Ag, Pb e Au (Neves, 2003).

Da precipitação, em bacias circunscritas, de elementos transportados em solução, em águas marinhas ou lacustres, resultam os depósitos sedimentares (Evans, 1997; Neves, 2003). São exemplo deste tipo de depósitos o gesso, evaporitos e jazigos de Fe (Neves, 2003). Estas concentrações formam-se em simultâneo com os processos de sedimentação, pelo que surgem em camadas concordantes com os estratos (Evans, 1997).

Os *placers* resultam da concentração hidrogravítica, de minerais densos, em rios ou riachos. Estes depósitos são muito referenciados nos casos do Au, dos diamantes e do zircão (Evans, 1997; Neves, 2003).

Os depósitos que têm origem na concentração de minerais por alteração meteórica (Neves, 2003), com a lixiviação dos elementos solúveis, designam-se por depósitos residuais (Evans, 1997). Este fenómeno de alteração meteórica pode enriquecer jazigos, mas pode também ser responsável pela sua destruição. Um caso típico de depósito residual trata-se das bauxites, de onde se extrai o Al (Evans, 1997; Neves, 2003).

Os depósitos de combustíveis fósseis podem ocorrer por concentração de matéria orgânica em sedimentos ou rochas sedimentares que, por decomposição química, pode gerar hidrocarbonetos que ficam retidos em armadilhas; ou, por outro lado, devido à acumulação de restos de plantas em bacias sedimentares continentais que, por incarbonização devido aos processos diagenéticos ou metamórficos, originam carvão (Evans, 1997).

Nos últimos anos surgiu uma grande variedade de hipóteses explicativas da formação de depósitos minerais. A evolução destas ideias foi objecto de estudo e apresenta-se devidamente documentada no trabalho desenvolvido por Stanton (1972) em "*Ore Petrology"*.

1.2 CLASSIFICAÇÃO DE RECURSOS MINERAIS

Todas as substâncias de natureza geológica (sólidas, líquidas ou gasosas), assim como o calor geotérmico, são considerados recursos passíveis de serem explorados, em função da sua forma e concentração na crusta terrestre. A Base de Recursos Geológicos diz respeito ao conjunto de depósitos/concentrações de recursos, conhecidos ou não, presentes na parte acessível da crusta terrestre (Delfim, 1994).

A necessidade de conhecer os recursos disponíveis à escala global surgiu por volta dos anos 60, em consequência do polémico estudo desenvolvido pelo *Club de Roma* (Delfim, 1994). Este trabalho culminou com a publicação do livro "*Limits to Growth"*

em 1972, de um grupo de analistas do Instituto Tecnológico de Massachusetts (MIT) e que analisou a interacção de cinco subsistemas no sistema económico global, nomeadamente: a população, a produção de alimentos, a produção industrial, a poluição e o consumo de recursos naturais não renováveis (Calaes, 2006; Turner, 2008).

Consequentemente, foram surgindo vários modelos de classificação de Recursos e Reservas Minerais (Calaes, 2006) e, com base nestes, entidades como os Serviços Geológicos dos Estados Unidos (USGS), a *Australasian Joint Ore Reserves Committee* (AJORC) e a Organização das Nações Unidas (ONU) apresentaram modelos de classificação próprios (Delfim, 1994). A classificação seguidamente explanada baseia-se no designado *JORC Code*, definido pela Australasian Joint Ore Reserves Committee, e aplicável a minerais metálicos, minerais industriais e carvão (Calaes, 2006; Moon, 2006).

As mineralizações são classificadas em duas categorias principais, as *Reservas Minerais* e os *Recursos Minerais,* em função dos vários graus de avaliação técnica e económica (Vaughan, 2002). Os conceitos de *Recurso* e *Reserva* caracterizam-se pelo seu carácter dinâmico (Calaes, 2006), isto é, para além das características intrínsecas das mineralizações e das jazidas, é necessário incluir outros factores de natureza tecnológica, económica e política, para classificar uma jazida como passível de ser explorada (Figura 1.1) (Andrus, 1980; Calaes, 2006).

A designação *Recurso* compreende os depósitos desconhecidos, mas que se supõe que existam, assim como depósitos identificados e jazidas que não são passíveis de exploração nas actuais condições económicas, tecnológicas e políticas, mas que poderão vir a sê-lo no futuro. O termo *Reserva* diz respeito aos depósitos conhecidos, considerados passíveis de serem explorados nas actuais condições económicas, tecnológicas e políticas, de acordo com os estudos de viabilidade económica (Andrus, 1980; Calaes, 2006).

Estas duas categorias principais são subdivididas em função do grau de conhecimento e confiança e dos dados geológicos existentes (Vaughan, 2002). Os Recursos são classificados como Inferidos, Indicados e Medidos (ou *demonstrados*); o mesmo sucede com as Reservas, que podem ser consideradas Prováveis e Provadas (Figura 1.1) (Andrus, 1980; Yamamoto, 2001). Nos Estados Unidos da América a classificação atribuída aos recursos é igual à das reservas: ambas as categorias se dividem em medidas, indicadas e inferidas (Calaes, 2006).

Assim, por *recurso medido* entende-se um depósito mineral largamente amostrado e analisado, cujo carácter geológico está perfeitamente definido de tal modo que, as dimensões, forma, profundidade e conteúdo mineral se encontram perfeitamente estabelecidas (Skinner, 1970; Andrus, 1980). Os *recursos indicados* resultam de

avaliações semelhantes às efectuadas nos *recursos medidos,* mas menos extensivas, apresentanto, no entanto, um grau de confiança suficientemente elevado para assumir continuidade entre os pontos de amostragem (Andrus, 1980). Quando a estimativa da quantidade de minério se apoia, maioritariamente, em inferências e evidências geológicas, o seu grau de precisão é inferior aos dois casos descritos anteriormente e denomina-se *recurso inferido* (Skinner, 1970; Andrus, 1980). Verifica-se portanto uma diminuição do grau de precisão do *recurso* medido para o recurso indicado, e deste para o recurso inferido (Skinner, 1970).

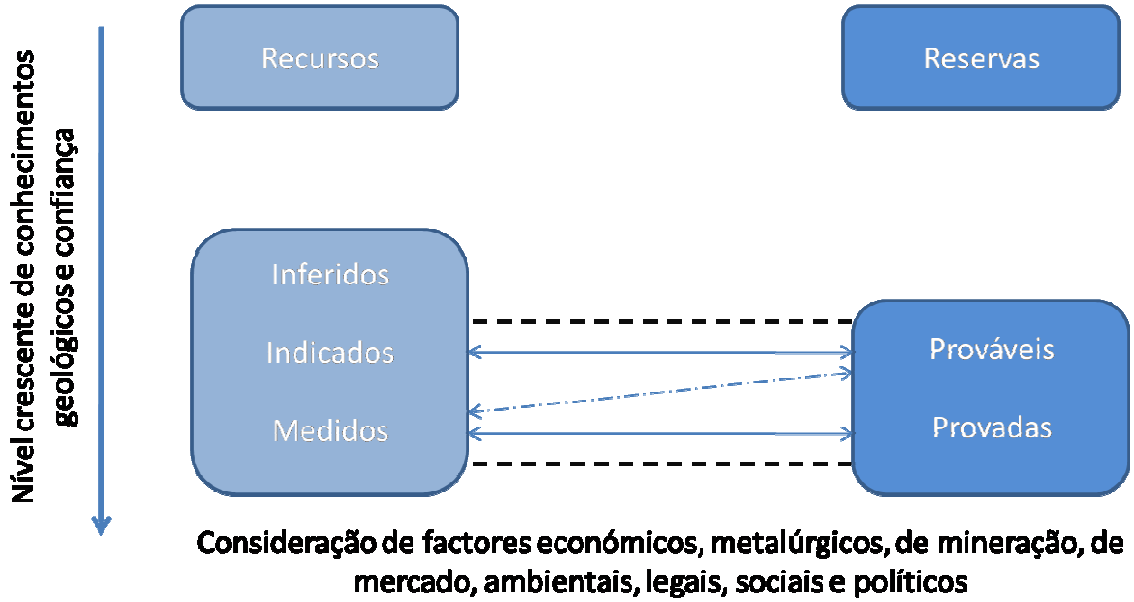


Figura 1.1 Os Recursos Minerais e as Reservas Minerais são definidos com base em factores económicos, metalúrgicos, de mineração, de mercado, ambientais, legais, sociais e políticos. Estes dois grupos estão divididos em sub-categorias em função dos diferentes níveis de conhecimento geológico e do grau de confiança. Esta classificação apresenta um carácter dinâmico, variável no tempo de acordo com os factores anteriormente enumerados (adaptado de Vaughan, 2002).

As *reservas minerais* correspondem aos *recursos medidos* e *indicados,* cuja exploração mineira se tornou economicamente viável: as *reservas prováveis* são a parte economicamente explorável dos *recursos indicados* e, por vezes, dos *recursos medidos;* as *reservas provadas* são a parte economicamente explorável dos *recursos medidos.* A escolha da categoria de Reserva Mineral apropriada é determinada, primeiramente, pelo nível relevante de confiança do Recurso Mineral (Vaughan, 2002).

Na Figura 1.1 é possível verificar a relação directa entre os *recursos indicados* e as *reservas prováveis* e entre os *recursos medidos* e as *reservas provadas*, o que significa que o nível de confiança geocientífica das *reservas prováveis* é semelhante ao requerido nas determinações *in situ* dos *recursos indicados*. Verifica-se também uma relação entre os *recursos medidos* e as *reservas prováveis*, o que sucede devido às incertezas associadas aos factores de "modificação" (factores económicos, metalúrgicos, de mineração, de mercado, ambientais, legais, sociais, políticos) considerados aquando da conversão de Recursos Minerais em Reservas Minerais e que pode resultar na diminuição do nível de confiança nas Reservas Minerais, comparativamente aos Recursos Minerais. Um *recurso indicado* nunca pode converter-se directamente numa *reserva provada* sem antes atingir o nível de confiança dos *recursos medidos* (Vaughan, 2002).

1.3 EXPLORAÇÃO DE RECURSOS MINERAIS

A exploração mineral é um compromisso a longo prazo e deve ser cuidadosamente planeada (Moon, 2006). Para se proceder à exploração de minérios segue-se um conjunto de etapas-base, independentemente do tipo de minério em causa: a descoberta e a identificação dos depósitos, o estudo da viabilidade económica dos depósitos encontrados, o estabelecimento das infraestruturas de apoio à actividade de exploração, a extracção do minério das rochas por britagem e moagem, a separação das gangas, a concentração dos minérios e a comercialização dos concentrados são procedimentos básicos dos processos de exploração (Evans, 1997; Gosar, 2004; Ferrão, 2005).

No que diz respeito à descoberta e identificação dos depósitos minerais, é importante referir a existência das designadas províncias metalogénicas: regiões específicas no Mundo com notáveis concentrações de depósitos de um ou vários metais. Estas províncias podem ser definidas com referência a um único metal ou a associações metálicas. No caso das associações metálicas, a província metalogénica pode apresentar uma distribuição zonada de vários depósitos metálicos (Figura 1.2). Paralelamente, ao período de tempo em que há deposição mais pronunciada de um ou vários metais denomina-se época metalogénica. As épocas metalogénicas estão geralmente associadas a fenómenos orogénicos, podendo ocorrer antes ou depois deles (Evans, 2005).

A Mineralúrgia engloba o conjunto de operações que permitem separar o minério dos minerais de ganga e que envolve o desmonte das rochas envolventes à superfície ou

em profundidade (Gosar, 2004; Ferrão, 2005; Torres, 2005). Actualmente, os processos mineralúrgicos procedem a esta separação recorrendo às diferentes propriedades físico-químicas dos materiais (Ferrão, 2005) (separação magnética, gravimétrica e química) (Gosar, 2004). Deste modo, cada tipo de minério necessita de um processo mineralúrgico específico (Ferrão, 2005), que exige estudos prévios sobre a sua textura, características mecânicas, composição mineralógica e propriedades físico-químicas. As propriedades dos minerais determinam a facilidade com que a tecnologia existente consegue extrair, e mais tarde refinar, certos metais, afectando os custos destas operações (Moon, 2006).

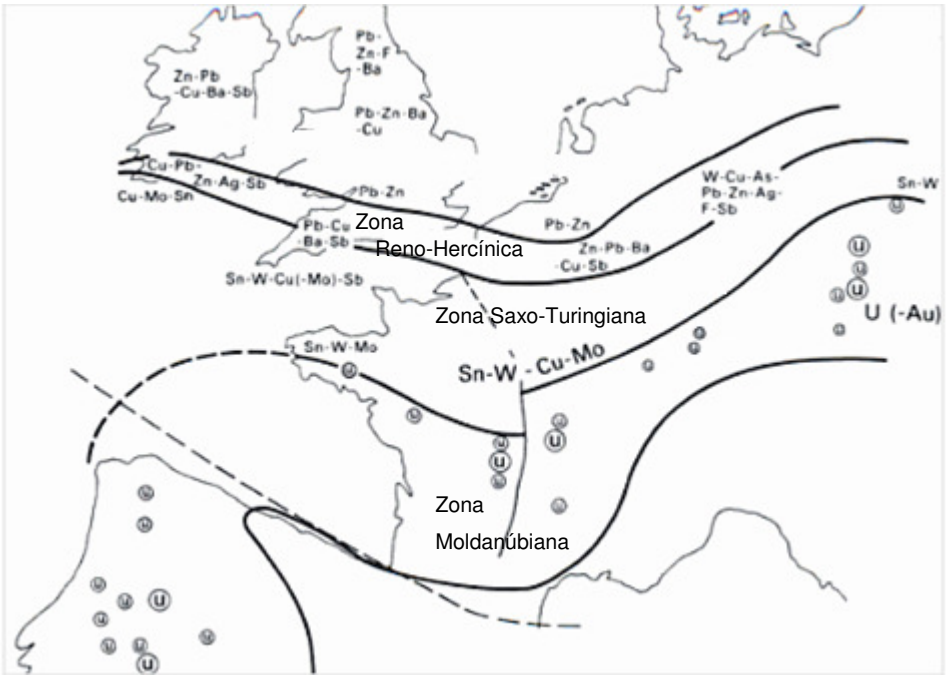


Figura 1.2 Zonação regional de depósitos epigenéticos de metais na Província Metalogénica Varisca do NW da Europa. As dimensões dos símbolos na Zona Moldanúbiana e Península Ibérica indicam os tamanhos relativos dos depósitos de urânio (adaptado de Evans, 2005).

Depois das operações mineralúrgicas, procede-se à concentração do minério, concedendo-lhe valor comercial. A concentração por gravidade, as separações magnética e electrostática, a flutuação e a separação por RX são alguns dos processos frequentemente aplicados (Ferrão, 2005). Existem ainda processos não-físicos, como a hidrometalúrgia, que procedem à separação de metais mediada por agentes químicos (Gosar, 2004; Ferrão, 2005), o que os torna muito dispendiosos e, consequentemente, pouco utilizados (Ferrão, 2005). Após os processos de concentração, o minério ganha valor comercial e está preparado para ser comercializado.

Os processos, desde a mineração até à utilização final, são geralmente mais simples e menos morosos quando se trata de minerais não metálicos, comparativamente com os minerais metálicos. A Metalúrgia consiste na extracção dos metais de minerais já separados por processos mineralúrgicos (Ferrão, 2005): os grãos minerais são isolados por separação magnética ou pelos métodos gravimétrico ou químico (Gosar, 2004). A recuperação dos metais é efectuada por fusão e, numa fase seguinte, procede-se à sua refinação/purificação (Evans, 1997). O desenvolvimento das técnicas metalúrgicas permitiu a ocorrência de profundas alterações nos hábitos e nas estruturas sociais da Europa (Ferrão, 2005).

1.4 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E OS RECURSOS MINERAIS

As explorações mineiras geram prosperidade nos locais onde são estabelecidas, mas estão também associadas a impactes sociais e ambientais (Moon, 2006). O conceito de Desenvolvimento Sustentável surgiu em primeira mão no Relatório Brundtland (1987) - *Our common future* – que, ao identificar várias problemáticas ambientais, desde a diminuição da camada de ozono, às mudanças climáticas, passando pela erosão dos solos (Torres, 2005), discutiu como única solução viável a Sustentabilidade do Desenvolvimento para as gerações futuras (Evans, 1997; Torres, 2005; Calaes, 2006): uma associação entre a economia e a ecologia que visa o crescimento sem a destruição dos Ambientes Naturais. "*Our common future*" serviu de pedra basilar à convocatória da Conferência ECO/92, realizada no Rio de Janeiro, e onde os responsáveis políticos de vários países assinaram a *Declaração do Rio*, a *Agenda 21* e a *Convenção sobre a Biodiversidade.* De todos, a *Agenda 21* foi o mais mediático, abordando as dimensões sociais e económicas do Desenvolvimento Sustentável (Torres, 2005). Expande-se deste modo a consciência global de *Ambiente* e percepcionam-se as reais dimensões e consequências dos danos ambientais causados pela acção do Homem.

A dependência da Humanidade em relação aos sistemas e recursos naturais é indiscutível, pelo que se torna imprescindível uma política concertada de conservação e desenvolvimento. Os processos ecológicos são o suporte da Vida à escala planetária, tornando a sua manutenção crucial para a sobrevivência e bem estar da Humanidade e desenvolvimento das suas actividades.

Os valores económicos e ambientais, muitas vezes considerados incompatíveis, devem ser integrados num conceito unificador na problemática do Desenvolvimento Sustentável (Torres, 2005), que visa satisfazer as necessidades de hoje, sem contudo comprometer as das gerações futuras (Kesler, 1976; Evans, 1997). Este conceito

unificador pretende articular o desenvolvimento económico com os potenciais e as limitações da Natureza (Evans, 1997; Santos Oliveira, 2002; Calaes, 2006), tornando-os consistentes com os valores sócio-culturais (Kesler, 1976; Calaes, 2006).

Os recursos minerais, aplicados nos mais variados objectos e actividades do quotidiano e em inovações tecnológicas, tornam o dia-a-dia da Sociedade mais confortável. Com a aplicação recorrente dos recursos minerais e com o aumento da sofisticação e do domínio sobre o Meio Ambiente, o Homem tem vindo a requerer um número crescente de materiais: exigem-se novos materiais e em quantidades maiores. É frequente, no entanto, a ausência da percepção de que as gerações futuras também terão necessidade destes elementos. Na indústria mineira os indicadores de sustentabilidade devem focalizar todo o processo de obtenção e utilização dos metais, desde a sua exploração até à utilizaçãoutilização do mineral pelo consumidor final.

Uma vez que os recursos minerais são finitos e não renováveis em tempo útil (Sengupta, 1993), a abordagem nas actividades mineiras com vista ao Desenvolvimento Sustentável consiste, por um lado, na responsabilidade ambiental, recuperando as áreas mineiras e tornando-as o mais semelhantes possível ao local antes da mineração (Evans, 1997) e/ou providenciando outros usos para o local de mineração e, por outro lado, na diminuição das necessidades reais destes recursos, utilizando-os de forma mais eficiente, desenvolvendo substitutos e promovendo a reciclagem, entre outros (Salomons, 1995; Evans, 1997).

2. METAIS E METALÓIDES

Os metais são recursos naturais não renováveis (Skinner, 1970), que constituem 80% da Tabela Periódica (Figura 2.1) (Csuros, 2002). Apresentam características peculiares que os tornam extremamente versáteis, tais como maleabilidade, ductilidade, brilho, alta condutividade térmica e eléctrica (Skinner, 1970; Carapeto, 1999; Csuros, 2002). À excepção do Hg, todos os elementos metálicos são sólidos à temperatura ambiente e geralmente apresentam-se combinados com outros elementos (Csuros, 2002). Contrariamente aos compostos orgânicos, os elementos metálicos não são degradados, sendo considerados persistentes no ambiente (Carapeto, 1999; Goyer, 2001).

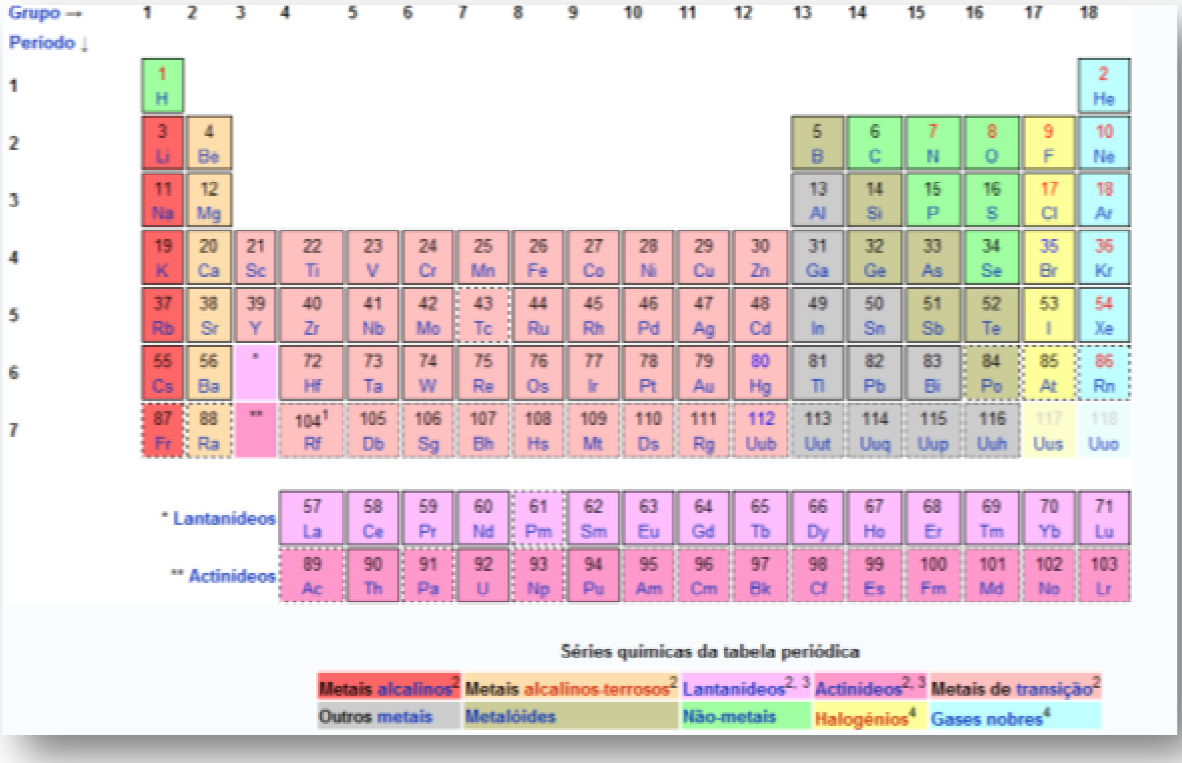


Figura 2.1 Distribuição dos elementos pelas séries químicas da Tabela Periódica (Fonte: http://pt.wiktionary.org/wiki/Ap%C3%AAndice:Tabela_Peri%C3%B3dica).

De acordo com as suas características, distinguem-se os designados *metais verdadeiros* (108 elementos) dos *metalóides* (7 elementos) (Carapeto, 1999). A principal diferença entre estes dois grupos consiste no facto dos metalóides apresentarem em simultâneo propriedades típicas de metais e de não-metais (Carapeto, 1999; Csuros,

2002). Existem ainda os *metais pesados* (ex. Cd, Hg e Pb) que, por definição, são elementos metálicos com massas atómicas elevadas (superiores a 100) (Carapeto, 1999) e massa específica igual ou superior a 6g/cm^3 (Alloway, 1995; Macklin, 2006). Apesar das diferenças enumeradas, o comportamento de todos os elementos metálicos reflecte as semelhanças da sua química básica (Carapeto, 1999; Hodgson, 2004).

Os metais são elementos ubíquos, que surgem dispersos ao longo da crusta a diferentes concentrações (Carapeto, 1999; Hodgson, 2004). Alguns metais são muito abundantes na crusta – concentrações superiores a 0,01% - (ex. Fe, Mn, Cu, Zn, Mo) e são, actualmente, essenciais pelas suas diversas aplicações. Outros porém, designados como metais escassos, estão presentes em concentrações muito baixas – concentrações inferiores a 0,01% - (ex. Ag, Cd, Hg, Pb) e raramente ocorrem como minerais individualizados (Skinner, 1970). Os metais escassos surgem, geralmente, como impurezas em substituições isomórficas de elementos abundantes nas redes cristalinas de minerais primários, ou no re-arranjo dos elementos de minerais secundários (Skinner, 1970; Carapeto, 1999).

Uma vez que os metais abundantes apresentam elevadas concentrações na crusta, os níveis de enriquecimento necessários para que a sua exploração seja economicamente viável não são tão elevados quanto os necessários para os metais escassos (Skinner, 1970). O consumo de metais abundantes é grande, particularmente de Fe e Al cujos custos são relativamente baixos devido à facilidade de obtenção e à sua grande produção. No entanto, apesar da disponibilidade da matéria prima, a produção em larga escala exige tecnologia avançada e tem elevados gastos energéticos.

Dadas as suas características, muitos metais são actualmente essenciais devido às inúmeras aplicações que têm. No entanto, a sua importância não se restringe à aplicabilidade indústrial destes elementos (Hodgson, 2004): desempenham um importante papel na regulação do funcionamento dos organismos vivos, exercendo frequentemente funções de aceitadores e dadores de electrões em processos metabólicos (Kraemer, 2004). Mesmo a concentrações vestigiais, muitos metais são imprescindíveis para o normal e adequado funcionamento de várias funções vitais. De realçar que, quer o excesso, quer o défice de metais, condicionam o bom funcionamento dos organismos (Evans, 1997; Passariello, 2002; Hodgson, 2004).

Deste modo, um dos assuntos de maior pressão nas Ciências Ambientais prende-se com a poluição dos ecossistemas por metais que, a concentrações superiores às necessárias, exibem toxicidade significativa (Hodgson, 2004; Kraemer, 2004). Os metais pesados são particularmente preocupantes dado que exercem efeitos tóxicos a concentrações relativamente baixas (Carapeto, 1999): a sua necessidade e o eventual

potencial tóxico deve-se ao facto de serem elementos de transição, capazes de formar compostos complexos com uma enorme variedade de elementos, sejam eles orgânicos ou inorgânicos. A posição na Tabela Periódica influencia os destinos químico, tóxico e ambiental dos metais (Figura 2.1) (Carapeto, 1999).

2.1 IMPORTÂNCIA DOS METAIS

Os metais sempre estiveram no foco das atenções por variadas razões e encontram-se actualmente *enraízados* na nossa sociedade: surgem como componentes de bens de consumo duráveis e não-duráveis e são imprescindíveis em muitas actividades/produtos industriais, desde a construção de edifícios à produção de componentes informáticos (Evans, 1997; Moon, 2006).

Para além da sua relevância industrial, os metais são também de grande importância biológica (Sengupta, 1993; Alloway, 1995; Salomons, 1995; Carapeto, 1999; Csuros, 2002; Passariello, 2002; Gosar, 2004; Kraemer, 2004): o Cu, Zn, Co, Cr, Mn e Mo são conhecidos por desempenharem funções essenciais à vida e condicionarem o normal crescimento e funcionamento de plantas, animais e microrganismos. Outros metais como o Al, As e Ni estão presentes nos organismos, mas as suas funções exactas ainda não foram determinadas (Csuros, 2002).

2.2 TOXICIDADE DOS METAIS

Embora existam na Natureza, as actividades antropogénicas, nomeadamente a indústria e a actividade mineira, têm contribuído para o aumento do nível médio (Alloway, 1995; Evans, 1997; Pascalicchio, 2002; Gosar, 2004; Hodgson, 2004; Macklin, 2006; Khalil, 2008) e da mobilidade dos metais em muitos ecossistemas (Carapeto, 1999). Contrariamente aos compostos orgânicos tóxicos, os metais não são degradáveis, podendo acumular-se nos compartimentos ambientais, manifestando a sua toxicidade (Alloway, 1995; Carapeto, 1999; Pascalicchio, 2002).

Os metais pesados e alguns metalóides (ex. Pb, Zn, Cu, Cr, Cd, As, Sb, Ni, Hg) são referidos na bibliografia como elementos tóxicos, enquanto outros como o Au, a Ag, o Fe e o Mn têm pouca importância neste domínio (Santos Oliveira, 2002; Hodgson, 2004). A toxicidade dos metais afecta ecossistemas naturais e cadeias alimentares, atingindo organismos humanos, animais e plantas (Hodgson, 2004; Macklin, 2006; Khalil, 2008).

A classificação dos elementos tóxicos, elaborada por Wood (1974) e aplicável aos metais, destaca três categorias: 1) Metais não críticos, nomeadamente o Fe, Mg, Br e Al; 2) Metais tóxicos e relativamente acessíveis, nomeadamente Zn, Sb, Sn, Cd, Pb, Cu e

As; 3) Metais tóxicos, mas muito insolúveis ou raros, nomeadamente Ga, W, Ba e Ta. Os mais problemáticos, do ponto de vista ecotoxicológico, são os metais tóxicos e acessíveis.

A toxicidade dos elementos metálicos nos ecossistemas é dependente de vários factores (Carapeto, 1999; Hodgson, 2004), nomeadamente da forma(orgânico/inorgânico; solúvel/particulado), dose e tempo de exposição ao metal; da presença de outros metais ou elementos, nomeadamente matéria orgânica; de factores ambientais (temperatura, pH, salinidade, oxigénio dissolvido, intensidade luminosa); das condições dos organismos (idade, tamanho, estádio de vida, etc.) e respostas comportamentais (Figura 2.2); das vias de entrada dos contaminantes (vias alimentar, respiratória ou dérmica) (Figura 2.3); e do tipo de processos metabólicos a que estão sujeitos.

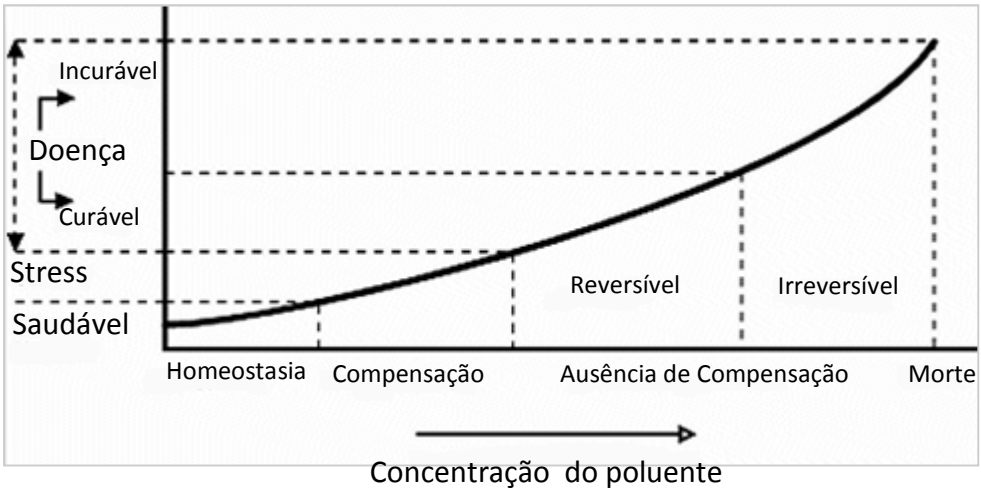


Figura 2.2 Representação gráfica das respostas dos organismos em função da relação entre o seu estado de saúde e a concentração de um determinado poluente (adaptado de http://www.balticuniv.uu.se/environmentalscience/ch14/Fig14_13.gif).

A Figura 2.3 representa, esquematicamente, o destino de um contaminante uma vez no interior de um organismo. Destacam-se as diferentes vias de entrada no organismo, directamente dependentes da relação do organismo com o meio, e os diferentes processos que ocorrem quando atingem a corrente sanguínea (toxicidade, metabolismo, acumulação e excreção), resultantes das características específicas dos contaminantes e das condições do organismo (Hodgson, 2004).

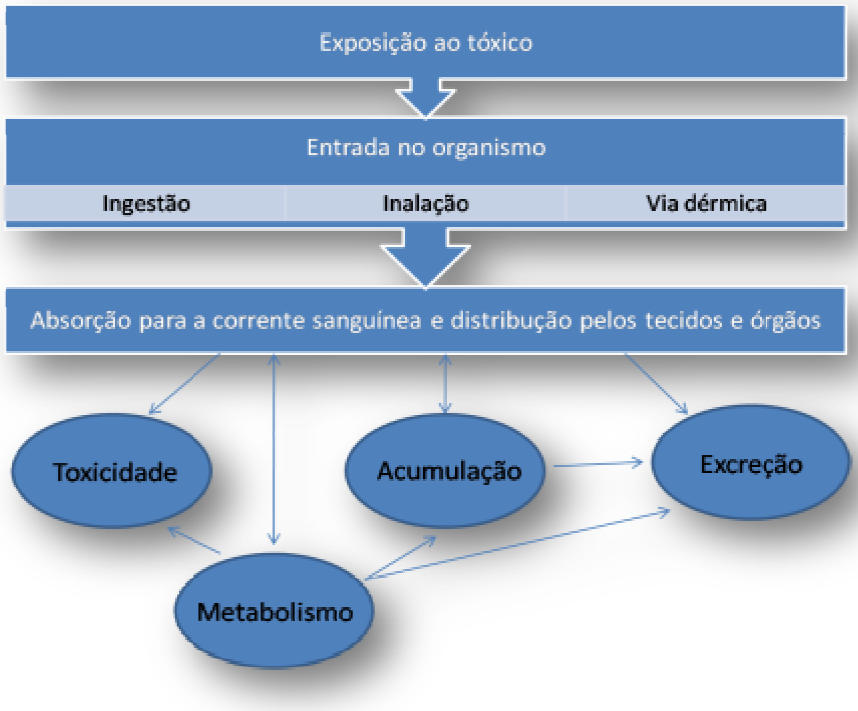


Figura 2.3 Representação esquemática das vias de entrada e do destino dos contaminantes uma vez distribuídos pela corrente sanguínea (adapado de Hodgson *et al.,* 2004)

2.2.1 CONCENTRAÇÃO E TEMPO DE EXPOSIÇÃO AO METAL

Existem dois parâmetros de extrema importância na toxicidade exercida num organismo vivo por qualquer composto (Carapeto, 1999): são eles a concentração e o tempo de exposição ao elemento. A significância dos metais no Ambiente depende directamente das concentrações em que ocorrem (Carapeto, 1999; Pascalicchio, 2002; Kraemer, 2004). As concentrações de metais necessárias aos organismos são, geralmente, muito baixas (micronutrientes essenciais) mas, mesmo assim, imprescindíveis, tornando-se tóxicas quando excedidas. A tolerância dos organismos aos elementos não essenciais é inferior à verificada para os elementos essenciais. A função biológica dos elementos não essenciais ainda não está devidamente estabelecida (Carapeto, 1999).

A dose que um organismo recebe de determinado elemento tóxico depende não só da sua concentração, mas também do seu período de exposição ao elemento. Deste modo, a exposição prolongada a concentrações reduzidas de um elemento metálico pode provocar toxicidade no organismo, da mesma forma que períodos de exposição curtos a

elevadas concentrações (Carapeto, 1999), distinguindo-se assim exposição crónica de exposição aguda, respectivamente (Hodgson, 2004).

A representação gráfica da relação dose-resposta representa a percentagem de organismos, ou sistemas, que responderam ao químico, em função da dose. Uma das respostas frequentemente avaliadas nos bioensaios de toxicidade é a mortalidade. Para muitos elementos existe uma dose abaixo da qual não se verificam efeitos ou respostas por parte dos organismos – *threshold dose*. Este limite permite definir o NOEC (*No Observed Effect Concentration*) (Figura 2.4) usado, por exemplo, para determinar a dose segura para a ingestão de aditivos alimentares e a dose segura para a aplicação de contaminantes como os pesticidas (Hodgson, 2004). O NOEC e a *threshold dose* variam quer em função do elemento em estudo, quer em função do organismo em observação.

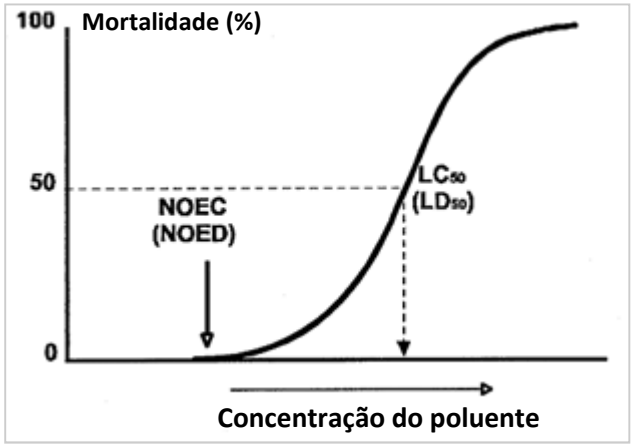


Figura 2.4 Relação entre a concentração de um contaminante e a percentagem de mortalidade, com indicação de NOEC/NOED (*No Observed Effects Concentration/Dose*) e de LC_{50}/LD_{50} (*Lethal Concentration/Dose for 50% of the organisms*) (adaptado de http://www.balticuniv.uu.se/environmentalscience/ch14/Fig14_03.gif).

2.2.2 MOBILIDADE E BIODISPONIBILIDADE

A concentração total de metais, por si só, dá pouca informação sobre a sua mobilidade e biodisponibilidade (Boularbah, 2006b). A mobilidade e biodisponibilidade dos metais no Ambiente influenciam a sua toxicidade (Carapeto, 1999; Pascalicchio, 2002; Kraemer, 2004).

São vários os processos biogeoquímicos responsáveis pelo controlo da mobilidade e biodisponibilidade dos metais, nomedamente o pH, a sorção às superfícies

de plantas e minerais, a dissolução, a (bio)mineralização, os processos de oxidação-redução, a complexação com ligandos biogénicos e não-biogénicos, o *uptake* biológico e a derivatização (Kraemer, 2004; Khalil, 2008).

A especiação química dos elementos metálicos é fortemente influenciada pela concentração de ácidos húmicos. Os complexos de metais com moléculas orgânicas apresentam, geralmente, um nível de toxicidade superior aos seus equivalentes inorgânicos, uma vez que a sua absorção pelos organismos é mais rápida. Na ausência de ligandos orgânicos, os metais dissolvidos associam-se a elementos inorgânicos. Deste modo, nem todas as formas químicas de um elemento metálico são igualmente tóxicas (Carapeto, 1999).

As alterações na alcalinidade do meio influenciam a especiação dos metais (Carapeto, 1999). A toxicidade de metais como o Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Ag e Zn nos ecossitemas aquáticos é dependente da dureza (concentrações de Ca e Mg) das águas (Seal, 2003): são necessárias grandes concentrações de metais para exceder os limites de toxicidade em águas com elevada dureza. Estes processos podem determinar a especiação dos metais no Ambiente e, assim, a sua biodisponibilidade e, consequentemente, a sua toxicidade (Khalil, 2008).

2.2.3 BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO

A possibilidade de ocorrer bioacumulação e/ou biomagnificação ao longo das cadeias alimentares é um parâmetro com potencial relevância ecotoxicológica (Pascalicchio, 2002; Hodgson, 2004; Macklin, 2006; Khalil, 2008). Se os organismos apresentarem uma relação dinâmica com o meio, os contaminantes podem ser incorporados e excretados até se estabelecer um ponto de equilíbrio (Hodgson, 2004; Riba, 2005). Quando o *uptake* dos contaminantes é superior à sua taxa de excreção, pode ocorrer acumulação destes elementos nos organismos. A toxicidade deve-se, frequentemente, à progressiva bioacumulação dos elementos no organismo (Carapeto, 1999), resultado directo do facto da taxa de depuração ser inferior à taxa de absorção (Hodgson, 2004). A menos que sejam rapidamente metabolizados, os elementos persistem nos tecidos por um período de tempo suficientemente longo, de tal modo que podem ser tranferidos para o nível trófico seguinte.

Assim, um elemento pode não só ser bioacumulado nos organismos, como pode também tornar-se progressivamente mais concentrado nos níveis tróficos superiores das cadeias alimentares – biomagnificação (Figura 2.5) (Carapeto, 1999; Hodgson, 2004). Em cada nível trófico, o tóxico tende a ser retido enquanto a maior parte dos alimentos é

digerida, utilizada e excretada, aumentando deste modo a sua concentração (Hodgson, 2004). Em determinado ponto da cadeia alimentar, o tóxico atinge concentrações deletérias, particularmente se o organismo desse nível for mais susceptível que os organismos do nível que o precedeu (Hodgson, 2004).

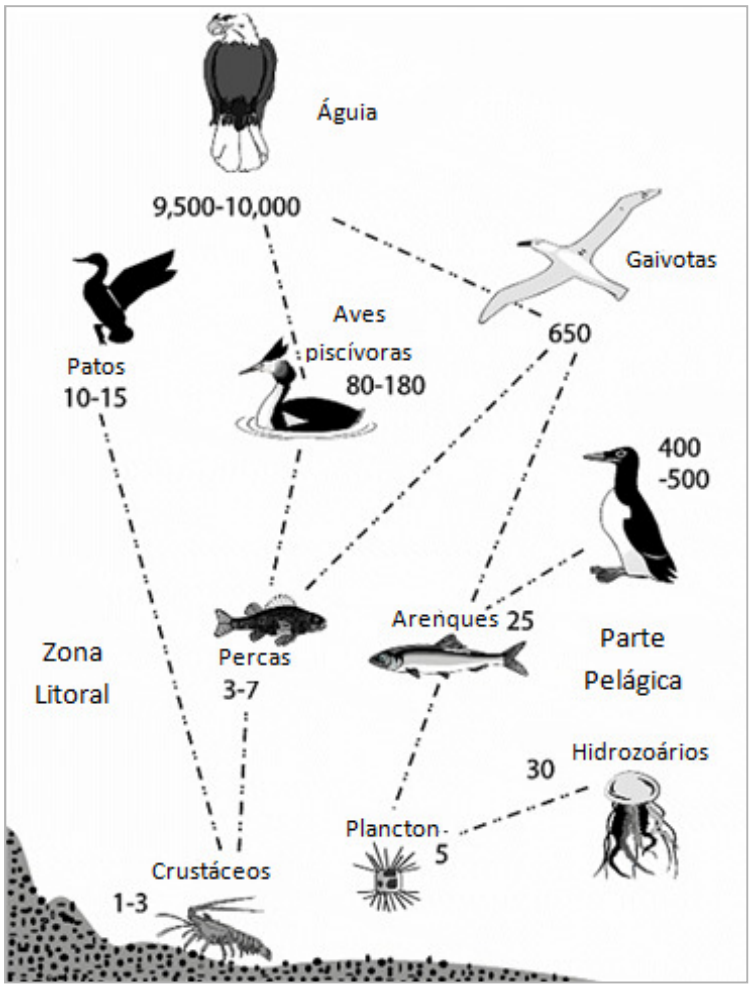


Figura 2.5 Representação esquemática de uma cadeia alimentar onde ocorrem processos de biomagnificação
(adaptado de http://www.balticuniv.uu.se/environmentalscience/ch15/Fig15_10.gif).

A acumulação dos metais difere entre organismos, mas também nos diversos órgãos (Figura 2.6). Estas divergências parecem dever-se à tendência dos metais para se associarem a determinados grupos moleculares existentes nas células e ao grau de exposição dos organismos. No que diz respeito aos processos de biomagnificação, estes não são ainda claros, de tal forma que se torna muito difícil definir a partir de que concentrações ocorre biomagnificação dos metais nas cadeias alimentares (Carapeto, 1999).

Existem diversos trabalhos desenvolvidos em torno da bioacumulação e biomagnificação dos metais ao longo das cadeias alimentares. Boularbah *et al.* (2006) avaliaram a acumulação e a toxicidade de metais no crescimento de plantas em áreas mineiras. A acidez dos solos, assim como as elevadas concentrações de metais pesados móveis e biodisponíveis, condicionaram o crescimento das plantas, conduzindo ao desaparecimento e, em situações extremas, à erradicação de espécies (Boularbah, 2006b).

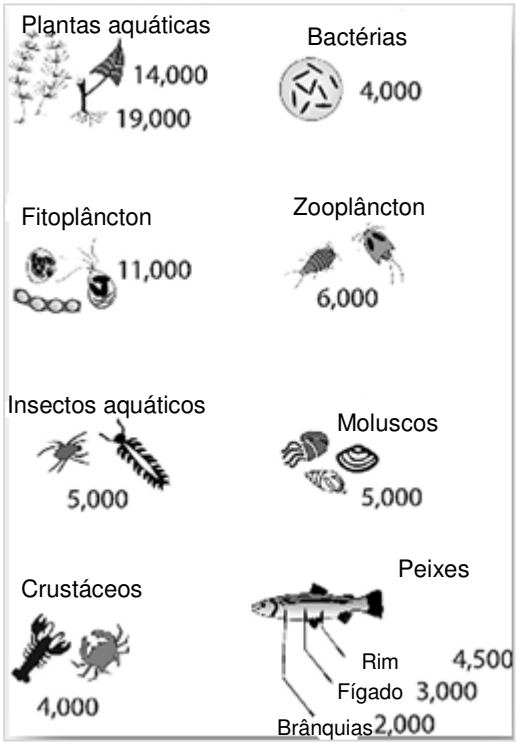


Figura 2.6 Representação esquemática da concentração de Cd em distintos organismos. De salientar os diferentes valores de concentração nos diferentes órgãos dos peixes (Fonte: http://www.balticuniv.uu.se/environmentalscience/ch12/Fig12_17.gif)

2.2.4 MECANISMOS DE TOXICIDADE

Como já mencionado, a toxicidade é um evento relativo que depende não apenas das propriedades tóxicas do elemento e da dose administrada, mas também de variações individuais e interespecíficas no processamento metabólico do elemento. O reconhecimento da relação entre a dose de um composto e a resposta verificada é atribuído a Paracelsus que enunciou que todas as substâncias podem ser tóxicas a determinada dose e defendeu que "a dose certa diferencia um veneno de um remédio" – o conceito base da terapêutica farmacológica (Hodgson, 2004).

Para um metal exercer toxicidade, tem necessariamente de atravessar a membrana e entrar na célula. Quando o metal se encontra na forma lipofílica, como o metilmercúrio, rapidamente atravessa as membranas celulares; quando estão associados a proteínas, os metais entram nas células por endocitose; outros metais, como o Pb, podem ser absorvidos por difusão passiva. Os efeitos tóxicos dos metais envolvem a interacção entre metais livres e alvos celulares, geralmente processos bioquímicos específicos e/ou membranas sub-celulares (Hodgson, 2004).

Antes de tudo, a toxicidade de muitos metais como o Cd, o Pb e o Hg depende do seu transporte e da biodisponibilidade celular. Esta biodisponibilidade é regulada por uma associação, de grande afinidade, com determinadas proteínas citosólicas. Estes ligandos possuem geralmente numerosos locais de ligação com grupos sulfidril (SH), mediando assim a biodisponibilidade celular e a toxicidade dos metais: sequestram parcialmente metais tóxicos, de organelos sensíveis ou proteínas, até as suas capacidades de ligação serem excedidas pela dose do metal. As metalotioninas, proteínas de baixo peso molecular, ligam-se a metais e são particularmente importantes na regulação intracelular da biodisponibildade do Cd, Cu, Hg, Ag e Zn. A exposição *in vivo* a Cd, por exemplo, resulta no seu transporte pelo sangue por várias proteínas de elevado peso molecular e *uptake* pelo fígado, seguido de indução hepática das metalotioninas; subsequentemente, o Cd pode ser encontrado no sistema circulatório associado a metalotioninas como complexo Cd-metalotionina (Hodgson, 2004).

Uma vez disponíveis no interior das células, os metais podem exercer diferentes mecanismos de toxicidade de acordo com o alvo preferencial. Os metais interagem frequentemente, com enzimas, condicionando a disrupção de sistemas enzimáticos, inibindo ou activando enzimas (Carapeto, 1999; Hodgson, 2004). Esta acção tóxica deve-se à alteração da configuração tridimensional das enzimas (Carapeto, 1999), resultado directo da interacção do metal com os grupos SH das enzimas; ou à substituição de um co-factor metálico, essencial numa enzima, pelo metal contaminante (Hodgson, 2004). A enzima ácido δ-aminolevulínico desidratase, dependente de Zn, intervém na síntese do grupo heme da hemoglobina e é inibida na presença de Pb, quando este substitui o Zn (Hodgson, 2004).

Os metais tóxicos podem disromper a estrutura e função de um vasto número de organelos (Hodgson, 2004): as funções do retículo endoplasmático podem ser inibidas; os metais podem ser acumulados em lisossomas e podem formar-se inclusões metálicas no interior do núcleo celular.

Vários metais têm-se mostrado carcinogénicos em humanos e animais: o As, alguns compostos de Cr e o Ni são conhecidos carcinogénicos; enquanto o Be e o Cd são prováveis carcinogénicos. A acção carcinogénica pensa-se resultar, em alguns casos, da interacção de iões metálicos com as moléculas de DNA (Figura 2.7) (Hodgson, 2004). Os danos causados pelos metais nas moléculas de DNA provocam vários efeitos, nomeadamente anormalidades no desenvolvimento, crescimento e reprodução; e, em situações extremas, a morte dos organismos. Estas reacções podem verificar-se ao nível dos indivíduos, mas também ao nível das populações (Carapeto, 1999).

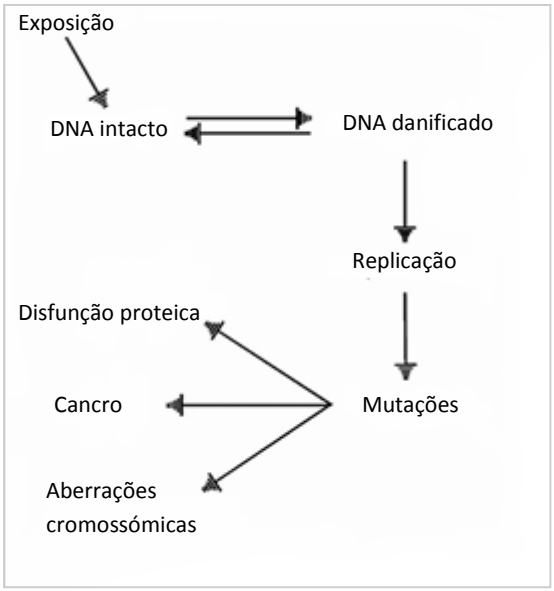


Figura 2.7 Manifestação de disfunção proteica, cancro e aberrações cromossómicas, resultado directo de danos no DNA promovidos pela exposição a um contaminantes (adaptado de http://www.balticuniv.uu.se/environmentalscience/ch14/Fig14_21.gif)

Uma vez que o rim é um importante órgão excretor, é um alvo comum da toxicidade dos metais, principalmente dos hidrofílicos. Paralelamente, o sistema nervoso é um alvo frequente dos metais lipofílicos. Assim, o metilmercúrio, por exemplo, dado o seu carácter lipofílico, atravessa com extrema facilidade a barreira hematoencefálica e entra no sistema nervoso. Por contraste, o mercúrio inorgânico, de carácter hidrofílico, tem maior dificuldade em entrar no sistema nervoso, atingindo principalmente os rins (Hodgson, 2004).

Os órgãos reprodutivos femininos e masculinos encontram-se sob complexo controlo neuroendócrino e hormonal, pelo que todos os tóxicos que alterem qualquer um destes processos, pode afectar o sistema reprodutivo (Figura 2.8). Os metais podem

ainda actuar directamente nos órgãos sexuais. O Cd é conhecido por causar danos testiculares após uma exposição aguda e a acumulação de Pb é associada à degeneração testicular, inibição da espermatogénese e atrofia das Células de Leydig (Hodgson, 2004).

A exposição ocupacional a metais, na forma de poeiras, fazem do sistema respiratório um alvo preferencial (Hodgson, 2004): a exposição aguda pode causar irritações e inflamações do tracto respiratório, enquanto a exposição crónica pode conduzir a fibroses (ex. Al) ou carcinogénese (ex. As, Ni, Cr). Os danos causados num organismo são directamente dependentes dos mecanismos de toxicidade que ocorreram.

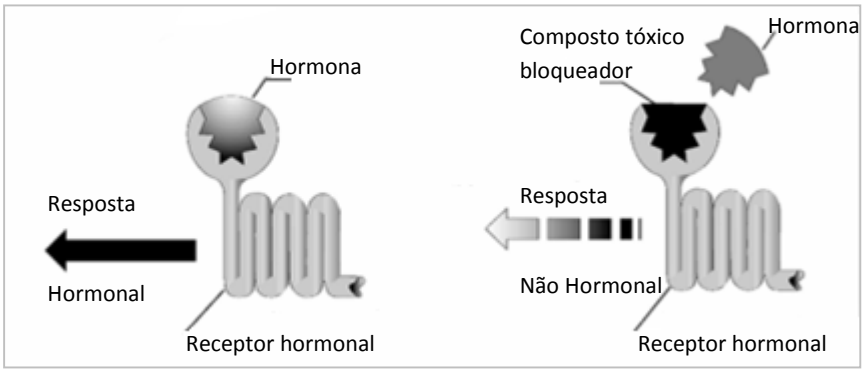


Figura 2.8 Disrupção endócrina causada por tóxicos que se associam aos centros activos das enzimas (adaptado de http://www.balticuniv.uu.se/environmentalscience/ch15/Fig15_18ab.gif)

2.2.5 EPISÓDIOS HISTÓRICOS DE INTOXICAÇÕES

São vários os episódios históricos, e também dramáticos, de intoxicações provocadas por metais em humanos e animais. As intoxicações mais frequentes são devidas a Al, As, Be, Hg, Pb, Cd e Ni. Estes elementos alteram estruturas celulares e condicionam o funcionamento de variadas enzimas. Dois dos episódios mais dramáticos relacionados com a intoxicação por metais pesados estão seguidamente descritos.

Um dos efeitos mais significativos, da poluição por metais, é a possibilidade dos organismos aquáticos poderem acumular estes elementos nos seus tecidos, conduzindo ao aumento das concentrações ao longo dos diferentes níveis tróficos. A preocupação relacionada com a exposição prolongada a Cd intensificou-se depois do reconhecimento da Doença de *Itai-Itai* (dor-dor) em determinadas zonas do Japão (Carapeto, 1999; Hodgson, 2004): uma combinação de sérios danos nos rins e dores nos ossos e

articulações. Esta doença ocorre em áreas onde as plantações de arroz se encontram contaminadas por elevados níveis de Cd, devido às águas de irrigação. A intoxicação por Cd no Japão resulta também do consumo de peixe contaminado dos rios, nas proximidades de fundições (Hodgson, 2004).

No Japão, entre as décadas 50 e 60, os resíduos de indústrias químicas e de materiais plásticos, contendo Hg, foram descarregados na Baía de Minamata (Hodgson, 2004). O Hg era então convertido pelas bactérias dos sedimentos aquáticos em metilmercúrio, com características lipofílicas. O consumo de peixes e moluscos pela população local resultou em numerosos casos de envenenamento por Hg ou Doença de Minamata. Até 1970, pelo menos 107 mortes foram atribuídas ao envenenamento por Hg, e 800 casos de Doença de Minamata foram confirmados (Hodgson, 2004). Apesar das grávidas apresentarem um diagnóstico favorável, muitas crianças nasciam com problemas de desenvolvimento cerebral e deficiências mentais (Hodgson, 2004).

2.3 METAIS NOS COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS

A concentração natural de elementos tóxicos é, geralmente, mais elevada nas rochas e solos do que nas águas e, em regra, maior que no biota (Neves, 2003). Em solos poluídos verificam-se grandes concentrações de poluentes metálicos nas camadas superficiais, uma vez que os processos pedogénicos não operaram durante tempo suficiente para proceder à sua redistribuição por todo o perfil. As elevadas concentrações de metais nos solos e rochas apresentam-se, maioritariamente, nas formas insolúveis e, como tal, a sua biodisponibilidade é baixa (Alloway, 1995).

Uma vez libertados no Ambiente, os metais são redistribuídos naturalmente pelos vários compartimentos ambientais (Figura 2.9) (Goyer, 2001). Na água os metais aparecem como misturas variadas e complexas de espécies iónicas, complexos orgânicos e inorgânicos e/ou associados a colóides e material particulado suspenso (Salomons, 1995; Macklin, 2006). As formas iónicas dos metais são geralmente as mais tóxicas e, uma vez dissolvidas na água, tornam-se disponíveis para os organismos, pelo que numa concentração aquática relativamente baixa, podem exercer um poderoso efeito tóxico (Salomons, 1995). Alguns metais, como o Cd e o Hg, ou metalóides, como o Sn e o As, que são frequentes em pequenas quantidades em muitos sulfuretos polimetálicos, são altamente tóxicos, mesmo em pequenas concentrações, particularmente nas suas formas solúveis que podem ser absorvidas pelos organismos vivos (Evans, 1997).

Quando estas formas tóxicas se associam a matéria suspensa ou a ligandos dissolvidos, a toxicidade nas águas diminui (Salomons, 1995). Os compostos

organometálicos, presentes nas águas, podem ir desde simples complexos com aminoácidos até complexos formados com substâncias húmicas (Carapeto, 1999). Os compostos húmicos constituem, frequentemente, a forma predominante de material orgânico dissolvido em águas naturais, podendo de imediato formar complexos com certos catiões metálicos (Carapeto, 1999; Santos Oliveira, 2002). A formação e a estabilidade dos complexos organometálicos são muito afectadas pela composição química e pelo pH das águas (Salomons, 1995; Carapeto, 1999). Os hidróxidos metálicos são, em geral, a forma inorgânica predominante das espécies metálicas em águas naturais, embora a concentração do catião metálico seja dependente da acidez do meio devido à relação entre a sua solubilidade e o pH (Carapeto, 1999).

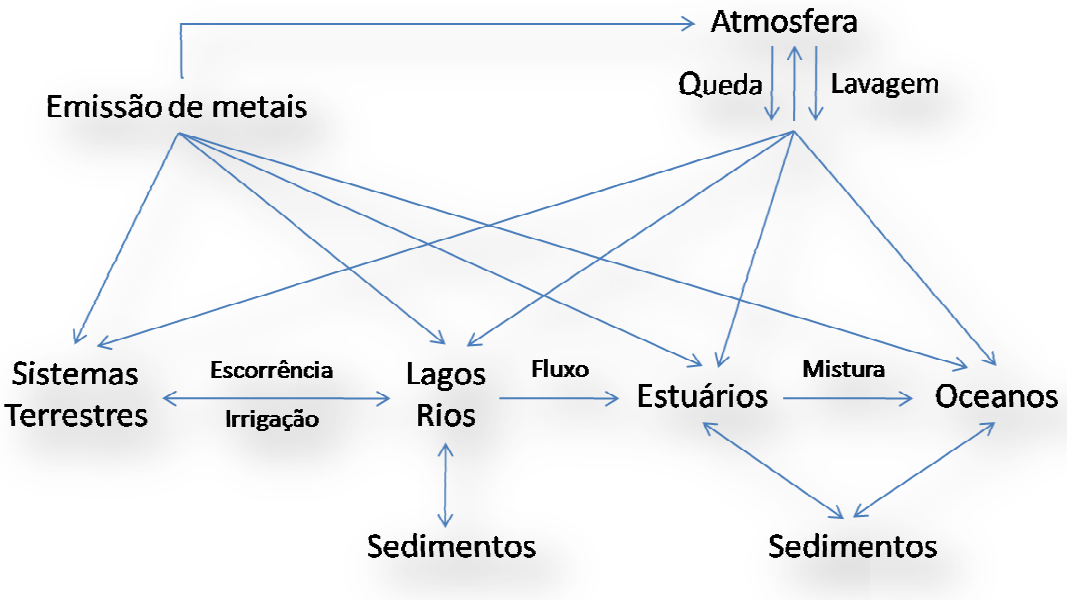


Figura 2.9 Vias de transporte de elementos traço no ambiente (adaptado de Goyer, 2001).

Os sedimentos são o destino final dos materiais particulados que, em dada altura, atingiram os sistemas aquáticos. Em determinadas condições, os metais dos sedimentos podem ser lixiviados, voltando às águas correntes e atingindo cadeias alimentares muitos anos após o término das descargas. Habitualmente, os rios transportam grandes quantidades de metais, associados ao material particulado em suspensão, para as águas costeiras. Muito deste material deposita-se quando chega aos estuários, acumulando-se nos sedimentos. O potencial impacte ambiental destes elementos depende do complexo conjunto de interacções, químicas e físicas, características dos estuários e que ocorrem à medida que as águas dos rios entram nos oceanos. O estudo das concentrações de

metais nos sedimentos, no material particulado em suspensão e no biota ilustra mais claramente os níveis de contaminação dos sistemas aquáticos, em comparação com o simples estudo da concentração dos metais dissolvidos (Carapeto, 1999).

Os contaminantes libertados para o ambiente raramente se mantêm na forma e no local onde foram libertados. Muitos destes elementos são susceptíveis à degradação química, um processo estimulado pelas radiações ultravioleta, ou à degradação bacteriana/fungíca, transformando-se em produtos aptos a integrar os ciclos de carbono, azoto e oxigénio (Hodgson, 2004).

3. IMPACTES AMBIENTAIS DAS ACTIVIDADES MINEIRAS

A exploração mineira é uma actividade histórica, que desempenhou um papel crucial no desenvolvimento da Sociedade até aos moldes actuais. Muitos locais testemunham antigos trabalhos mineiros com instalações abandonadas e volumosas acumulações de resíduos. Ao longo dos anos tem-se verificado um aumento do número e das dimensões das explorações de minerais metálicos devido, quer ao aumento da população, quer à sua maior utilização como matéria prima no sector industrial (Fuge, 2005).

Devido à menor eficiência dos métodos de mineração e de processamento de minerais utilizados no passado e ao vazio legal que, até à uns anos atrás, caracterizava estas actividades, os trabalhos mineiros abandonados à longa data são, actualmente, a causa directa de sérios danos ambientais em vários países (Seal, 2003; Fuge, 2005). As actividades extractivas, nos países desenvolvidos, estão devidamente regulamentadas na legislação de modo a controlar eventuais focos de poluição (Fuge, 2005), o mesmo não se verifica nos países em vias de desenvolvimento, onde ainda imperam os interesses económicos em detrimento da qualidade ambiental.

A actividade mineira é um importante factor de degradação paisagística e ambiental (Sengupta, 1993; Alloway, 1995; Salomons, 1995; Dudka, 1997; Passariello, 2002; Santos Oliveira, 2002; Gosar, 2004; Fuge, 2005; Macklin, 2006; Khalil, 2008) sendo, frequentemente, considerada incompatível com o Ambiente (Torres, 2005). É responsável pela destruição de *habitats* naturais, degradação da qualidade do ar, erosão e contaminação de solos, águas e Biosfera (Fuge, 2005; Torres, 2005).

Os danos da contaminação atingem não só os componentes ambientais dos ecossistemas circundantes, mas também pessoas e bens, podendo colocar em risco a segurança e saúde das populações (Santos Oliveira, 2002; Fuge, 2005; Macklin, 2006; Khalil, 2008) e o desenvolvimento sustentável (Macklin, 2006). Estes danos podem perdurar, durante várias dezenas de anos, após o encerramento dos trabalhos e na ausência de projectos de reabilitação das áreas mineiras, pelo que todas as actividades desenvolvidas nestes locais devem ser cuidadosamente ponderadas, nomeadamente a ocupação dos solos, a utilização de recursos (água, pesca, florestas, caça) e as potencialidades museológicas e turísticas das minas e das áreas envolventes (Santos Oliveira, 2002).

3.1 IMPACTES DAS EXPLORAÇÕES DE MINÉRIO METÁLICO

São vários os recursos minerais que podem ser retirados da crusta terrestre, desde combustíveis como o petróleo, passando pelos minerais indústriais como as argilas e pelos minerais metálicos como o Fe (Fuge, 2005). A exploração de minerais metálicos é a mais preocupante, uma vez que é uma fonte de metais e metalóides para o meio circundante (Fuge, 2005).

A exploração de minérios metálicos, juntamente com fenómenos naturais, como sejam a erosão e lixiviação de rochas/solos e as erupções vulcânicas, é a principal responsável pelo enriquecimento e mobilização de grandes concentrações de metais e metalóides, que atingem os mais diversos ecossistemas e podem acumular-se nos compartimentos ambientais e na Biosfera (Carapeto, 1999; Fuge, 2005). A extenção e o grau de contaminação por metais são função de vários factores: nomeadamente da geoquímica e mineralogia dos depósitos minerais, dos métodos de mineralização, beneficiação e fundição, da geologia, topografia e clima do local (Passariello, 2002; Santos Oliveira, 2002; Seal, 2003; Gosar, 2004; Torres, 2005; Jung, 2008; Navarro, 2008), bem como do nível de desenvolvimento do país, dos métodos de prevenção e de protecção ambiental implementados e dos bioreceptores locais (microrganismos, plantas, animais e Homem) (Seal, 2003; Torres, 2005).

Ocorrem impactes ambientais em todas as etapas de extracção e processamento de metais (Figura 3.1) (Evans, 1997; Passariello, 2002; Seal, 2003; Gosar, 2004; Fuge, 2005), podendo classificar-se como físicos, químicos e ocupacionais (Gosar, 2004). Ocorrem numa grande variedade de zonas climatéricas e geológicas, em áreas urbanas e rurais (Passariello, 2002).

As perturbações ambientais advêm da produção e deposição de resíduos sólidos em escombreiras; da alteração dos usos dos solos; da produção e libertação de resíduos líquidos; da produção de emissões gasosas, poeiras e ruídos; do uso e poluição das águas; da aplicação de produtos químicos e do esgotamento das reservas minerais (Seal, 2003; Torres, 2005; Macklin, 2006). Podem afectar a biodiversidade da área de influência das operações, condicionando a eventual subsistência dos grupos mais vulneráveis (Torres, 2005). A protecção ambiental tem de ser assegurada em todos os estádios de uma exploração mineira, desde a prospecção até ao fecho e abandono das instalações e, posteriormente, devem ser realizadas visitas de monitorização e de avaliação dos locais (Torres, 2005).

Apesar das minas a céu aberto produzirem uma maior quantidade de resíduos detríticos, os danos causados pelas minas de lavra subterrânea podem ser de maior

gravidade, como por exemplo sismos e desabamentos com potenciais vítimas humanas, devido à utilização de explosivos (Csuros, 2002). Por outro lado, as diferenças hidrológicas entre minas a céu aberto e de lavra subterrânea são significativas, especialmente em minas abandonadas. A concentração evaporítica é proeminente em minas a céu aberto, principalmente em climas áridos a semi-áridos. Por sua vez, as minas de lavra subterrânea, que se encontram abandonadas, libertam frequentemente efluentes ácidos de um ou mais pontos, cujo controlo e mitigação são particularmente difíceis, senão mesmo impossível em alguns casos (Seal, 2003).

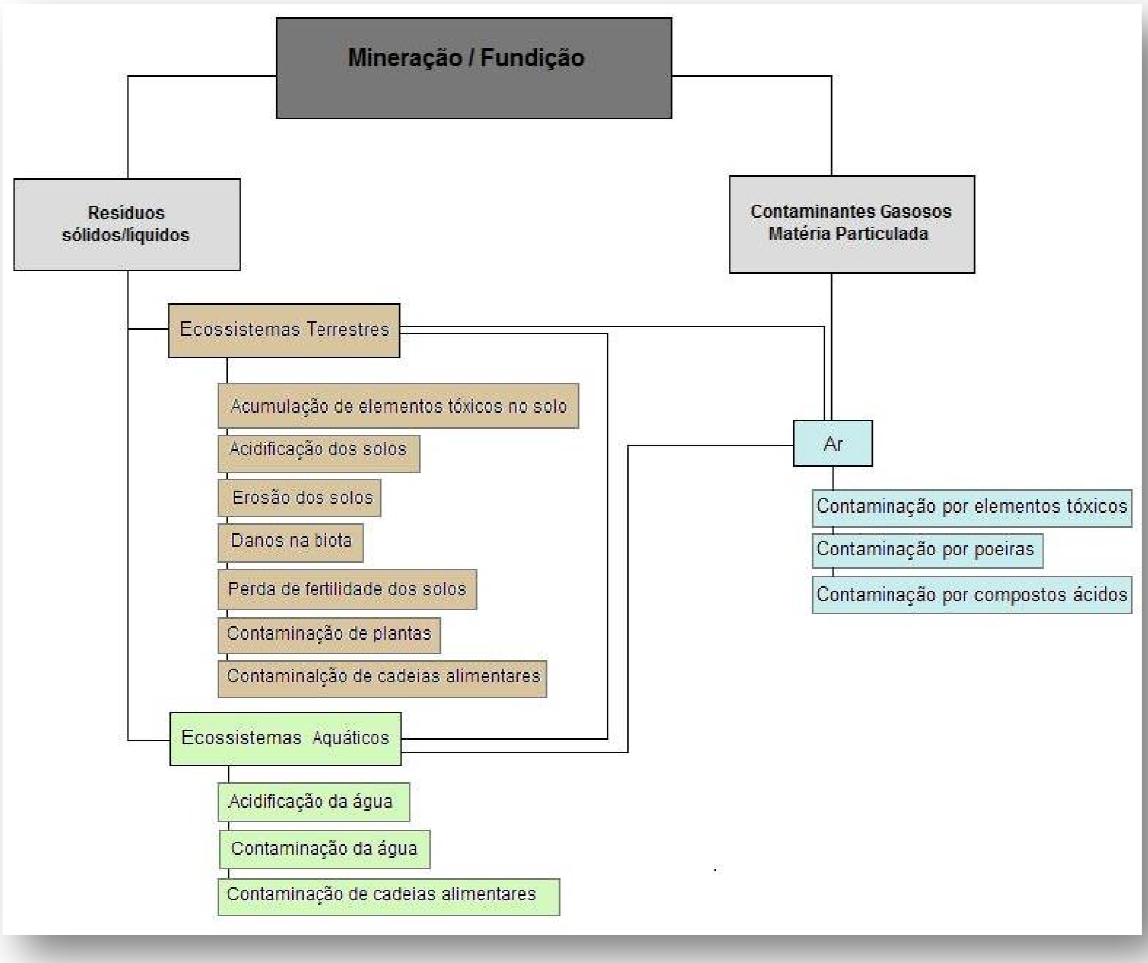


Figura 3.1 Potenciais impactes ambientais dos processos de mineração e fundição (Dudka, 1997; Gosar, 2004)

No desmonte das rochas, a primeira etapa no processo de exploração, gera-se um elevado volume de resíduos detríticos e líquidos (Gosar, 2004). Os resíduos detríticos resultam do facto de apenas uma pequena fracção do volume total de rocha ter valor económico (minério) (Dudka, 1997; Gosar, 2004; Fuge, 2005), sendo necessário separá-

la dos minerais da ganga (Gosar, 2004; Fuge, 2005). Os rejeitados detríticos gerados são, geralmente, amontoados em vales ou vertentes sem vegetação, nas proximidades das explorações, formando escombreiras (Seal, 2003; Fuge, 2005; Riba, 2005). O solo é simultaneamente a fonte de metais e o destino destes contaminantes (Alloway, 1995; Gosar, 2004). A disposição das escombreiras e dos resíduos mineiros são parâmetros críticos que influenciam os impactes ambientais promovidos pela exploração mineira (Seal, 2003).

Estes resíduos podem conter, para além dos minerais da ganga, quantidades residuais de minério e elementos traço que podem ser degradados e transportados, contaminando as áreas circundantes (Seal, 2003; Fuge, 2005). As escombreiras são as principais fontes de metais para os ecossistemas naturais (Salomons, 1995; Santos Oliveira, 2002; Gosar, 2004; Khalil, 2008). Khalil *et al.* (2008) verificaram, no seu trabalho, que a toxicidade dos metais era tanto maior, quanto maior era a proximidade das escombreiras.

Existem vários processos de separação de elementos metálicos, com diferentes riscos associados. A separação magnética e os métodos gravimétricos não apresentam riscos ambientais graves, contrariamente aos métodos químicos (Seal, 2003; Gosar, 2004), que recorrem a reagentes (compostos orgânicos, mercúrio e ácidos). Estes compostos químicos, potencialmente reactivos (Ripley, 1995; Seal, 2003; Gosar, 2004), são muitas vezes encontrados nos rejeitados/escombreiras com os detrítos sólidos, podendo causar sérias implicações ao Ambiente (Seal, 2003; Gosar, 2004).

A granulometria fina (Salomons, 1995; Fuge, 2005) associada aos grandes volumes de resíduos sólidos gerados e aos produtos químicos utilizados, estabelecem os distintos ambientes geoquímicos verificados nas escombreiras (Santos Oliveira, 2002; Seal, 2003). Os efeitos contaminantes tendem a aumentar com a diminuição da granulometria dos materiais (Santos Oliveira, 2002), uma vez que a granulometria fina aumenta a reactividade dos sulfuretos e dos minerais de ganga devido ao aumento da área de contacto entre as partículas (Santos Oliveira, 2002; Baker, 2003; Seal, 2003). Por outro lado, os metais traço encontram-se geralmente adsorvidos às partículas de granulometria mais fina (Salomons, 1995), o que facilita a sua rápida dispersão. No entanto, a granulometria fina facilita também a formação de camadas semi-permeáveis ou impermeáveis que funcionam como barreiras à difusão do oxigénio, limitando a oxidação dos sulfuretos (Salomons, 1995; Seal, 2003).

Na ausência de intervenções de consolidação, os materiais das escombreiras são facilmente erodidos, sujeitos a transporte fluvial e/ou aéreo (Salomons, 1995; Passariello,

2002; Seal, 2003; Fuge, 2005; Gore, 2007) e, ao atingirem as colunas de água, podem acumular-se ao longo dos canais e nas planícies aluviais (Gore, 2007; Khalil, 2008), nos estuários e zonas costeiras (Osher, 2006; Khalil, 2008).

A remobilização física dos materiais acumulados nos sedimentos providenciam grandes quantidades de contaminantes metálicos para as águas dos rios (Salomons, 1995; Passariello, 2002; Seal, 2003; Gosar, 2004; von der Heyden, 2004; Gore, 2007; Khalil, 2008), pelo que os efeitos ambientais das actividades mineiras podem ocorrer numa vasta área (Salomons, 1995; Santos Oliveira, 2002; Seal, 2003; Khalil, 2008) e permanecer muito tempo depois das operações terem cessado (Passariello, 2002; Seal, 2003; Khalil, 2008).

A acumulação dos rejeitados detríticos pode, também, ser efectuada em barragens de rejeitados impermeabilizadas, devidamente humidificados de modo a evitar a sua dispersão. No entanto, são vários os casos históricos de barragens de rejeitados que cederam, libertando enormes quantidades de água e sedimentos altamente contaminados para o ambiente local, provocando danos ambientais, mas também sociais e humanos (Seal, 2003; Fuge, 2005).

Apesar de todos os riscos associados aos resíduos sólidos produzidos durante a mineração, o processamento de minério é responsável pelos danos ambientais de maior gravidade (Fuge, 2005). Os métodos de processamento de minério e a forma como se dispõem os materiais rejeitados, são parâmetros críticos que inflenciam o alvo dos impactes ambientais associados à mineração massiva. No processo de flutuação usam-se surfactantes tóxicos. Adiciona-se, inicialmente, carbonato de sódio ou óxido de cálcio, de modo a produzir vários concentrados de sulfuretos e outros aditivos, como o xantato de potássio, alcoóis, éteres, óleo de pinho, cianeto de sódio e sulfato de cobre, condicionam as propriedades de flutuação dos vários minerais. Muitos destes compostos químicos, aplicados nos processos de flutuação, são encontrados nas escombreiras juntamente com os resíduos sólidos produzidos, influenciando a composição e as características químicas da drenagem mineira (Seal, 2003).

Depois da mineração e do processamento de minério, o concentrado resultante é transportado para a fundição e, posteriormente, para refinação (Fuge, 2005). Os processos de fundição e refinação produzem emissões gasosas, sólidas (escórias) e líquidas (Gosar, 2004), que são libertadas para a atmosfera (Salomons, 1995) e descarregadas nos solos ou nos sistemas aquáticos (Gosar, 2004). Uma vez libertados para a atmosfera ou para os sistemas aquáticos, os metais transformam-se em poluentes difusos para os solos e sedimentos (Gosar, 2004), podendo ser absorvidos pelas plantas

ou inalados pelos animais e humanos (Fuge, 2005). Foram referenciadas concentrações extremamente elevadas de alguns destes elementos em áreas próximas das fundições, mas também a distâncias consideráveis das mesmas. Apesar das fundições actuais emitirem elementos potencialmente perigosos, os locais onde se estabeleceram fundições históricas continuam a apresentar os mais elevados índices de contaminação (Fuge, 2005).

As emissões das fundições podem ocorrer na forma de gases como o dióxido de enxofre, aerossóis e elementos particulados, contendo frequentemente metais e metalóides que variam em função do minério fundido (Fuge, 2005). Os gases podem reagir com o vapor de água da atmosfera, produzindo ácido sulfúrico, que resulta em chuvas ácidas com potenciais consequências graves para o Ambiente (Seal, 2003).

A extracção e o processamento de minério metálico é, portanto, responsável pela mobilização de metais (Salomons, 1995; Passariello, 2002), aumentando as suas concentrações médias nos solos, nos sedimentos (Moore, 1990; Martínez, 2007; Khalil, 2008; Navarro, 2008) e nas águas (Macklin, 2006; Osher, 2006; Gore, 2007; Khalil, 2008). A dispersão e o aumento das concentrações de metais tóxicos nos diversos compartimentos ambientais comprometem a Biosfera (Passariello, 2002; Seal, 2003; Osher, 2006; Khalil, 2008) e o Desenvolvimento Sustentável (Macklin, 2006) devido aos danos ecológicos causados pela extensa poluição (Salomons, 1995; Gosar, 2004). Os impactes dos metais na saúde ambiental resultam dos seus padrões de decaímento (Santos Oliveira, 2002), associados aos seus gradientes de dispersão geoquímica, uma vez que podem percorrer grandes distâncias desde o foco de poluição, e ao tempo de residência nos sedimentos fluviais e nos solos aluviais, que pode ascender às centenas de anos (Carapeto, 1999; Macklin, 2006).

3.1.1 Impactes Físicos

Dos impactes físicos gerados pelas actividades mineiras destacam-se as significativas alterações morfológicas e paisagísticas (Dudka, 1997; Gosar, 2004), assim como a poluição e destruição de solos e de *habitats* naturais nas áreas de desmonte das rochas e nos locais de emissão, descarga e depósito de resíduos (Sengupta, 1993; Gosar, 2004; Torres, 2005). Por outro lado, o regime e a ecologia dos rios podem sofrer modificações devido a alterações de fluxo, consequência directa das descargas de resíduos, intencionais ou acidentais, para os sistemas fluviais (Sengupta, 1993; Gosar, 2004). Podem ocorrer alterações na dinâmica dos leitos e zonas de inundação que

condicionam a circulação das águas e a sedimentação dos elementos transportados. Os processos de desmonte de rochas podem induzir sismicidade e vibração devido à utilização de materiais explosivos e, consequentemente, alterar a estabilidade de vertentes e condicionar situações de subsidência (Torres, 2005).

Nas explorações subterrâneas existe sempre dificuldade no controlo da estabilidade dos túneis. Por outro lado, podem ocorrer riscos associados à alteração do escoamento das águas subterrâneas e drenagem ácida, e à queda ou desprendimento de rochas (Torres, 2005).

Quando as actividades mineiras cessam, e na ausência de um projecto de reabilitação adequado, pode ocorrer intensa erosão dos solos, com alterações significativas na qualidade e morfologia dos mesmos (Salomons, 1995; Gosar, 2004; Torres, 2005). É, também, frequente ocorrer o abandono de equipamentos e infraestruturas (Santos Oliveira, 2002; Gosar, 2004), comprometendo a reutilização destes solos (Evans, 1997).

3.1.2 IMPACTES QUÍMICOS

Santos Oliveira *et al.* (2002) consideram os factores de natureza química como os mais relevantes no cenário das explorações mineiras. Dos impactes químicos provocados pela exploração de metais destacam-se as emissões atmosféricas e a drenagem das águas mineiras (Dudka, 1997; Gosar, 2004).

Os minérios mais importantes de vários metais básicos, como o Pb, Zn e Cu, são sulfuretos, que representam a mais séria ameaça de contaminação ambiental (Fuge, 2005). A preocupação em torno dos sulfuretos resulta da facilidade com que oxidam, na presença de oxigénio, água e bactérias, devido ao seu baixo potencial de oxidação-redução (Santos Oliveira, 2002). Assim forma-se *Acid Mine Drainage – AMD* (Salomons, 1995; Evans, 1997; Gray, 1998; Csuros, 2002; Baker, 2003; Harris, 2003; Seal, 2003; Gosar, 2004; Fuge, 2005; Khalil, 2008; Navarro, 2008): efluentes ácidos com sulfatos, uma grande variedade de metais, metalóides e materiais suspensos. Estes efluentes ácidos podem ser originados durante a exploração, processamento ou nos estádios de encerramento das minas (Evans, 1997; Kwong, 1997; Khalil, 2008).

Os impactes da *AMD* são muito complexos devido à sua natureza multi-factorial (Gray, 1998; Lin, 2007), podendo produzir efeitos extremamente adversos nos ecossistemas a jusante das áreas mineiras (Salomons, 1995; Seal, 2003; Lin, 2007; Khalil, 2008). A *AMD* proveniente de minas abandonadas, escombreiras, tanques de

lavagem e lixiviados (Evangelou, 1995; Salomons, 1995; Nowak, 2006), é parte integrante do Ciclo Hidrológico (Seal, 2003; Riba, 2005) e está frequentemente relacionada com sérios problemas na qualidade das águas de superfície e de profundidade (Csuros, 2002; Seal, 2003; Fuge, 2005). A contaminação ambiental por estas águas é um dos maiores problemas hidrogeológicos e geoquímicos nos países desenvolvidos e em vias de desenvolvimento (Lin, 2007), resultantes da acção do Homem na Geosfera (Banks, 1997; Boularbah, 2006b).

As descargas de águas ácidas produzem efeitos locais como acidificação e descoloração dos solos e vertentes com óxidos de ferro precipitados, ou poluição extensa dos areais dos sistemas fluviais (Salomons, 1995; Dudka, 1997; Evans, 1997; Gosar, 2004). Por outro lado, devido ao seu carácter ácido, podem mobilizar elementos traço e minério presentes nas escombreiras, concentrando um *cocktail* de elementos que podem provocar sérios impactes no Ambiente (Fuge, 2005). Estas problemáticas são frequentes após o encerramento das minas devido, essencialmente, à ausência de acções de monitorização e avaliação.

A mineralogia e geoquímica das rochas circundantes são parâmetros de extrema importância, uma vez que a acidez da *AMD* pode ser neutralizada pelos minerais carbonatados das proximidades e pela protecção galvânica dos elementos com potencial electrolítico mais elevado (Kwong, 1997; Seal, 2003). A química da drenagem mineira é, portanto, resultado directo de processos competitivos entre a formação de ácido e a sua neutralização (Seal, 2003). Com a diminuição da acidez resultante dos efeitos de diluição e neutralização dos ácidos, a concentração dos contaminantes metálicos dissolvidos diminui, aumentando a concentração nos sedimentos (Fuge, 2005). Perante elevadas concentrações de metais nos sedimentos, os organismos bentónicos são os mais afectados, uma vez que têm uma relação dinâmica com o meio (Seal, 2003).

Os efluentes mineiros, relacionados com depósitos de sulfuretos, apresentam geralmente uma correlação negativa entre os metais dissolvidos e o pH para a maioria dos metais (Khalil, 2008), como o Fe, Al, Cu, Zn, Ni, Co, Cd e Pb (Seal, 2003). A oxidação de sulfuretos condiciona a diminuição do pH do meio (Seal, 2003; Gosar, 2004; Khalil, 2008) que, por sua vez, promove a estabilização dos metais em solução e induz óxidos, carbonatos e silicatos alterados a reagirem quimicamente com outras fases mineralógicas "armazenadoras" de metais, desencadeando a precipitação de oxihidróxidos de Fe, Mn e Al (Santos Oliveira, 2002; Seal, 2003; Fuge, 2005). Os mecanismos de atenuação proeminente de metais em pequenos riachos incluem a

precipitação criogénica, a co-precipitação, a sorção e diluição; nos grandes cursos de água a diluição é o principal mecanismo de atenuação (Kwong, 1997).

A granulometria dos materiais rejeitados constitui um factor importante na cinética dos processos químicos descritos. Na presença significativa de sulfuretos, as escombreiras com materiais finos são responsáveis por um impacte químico inicial de grande amplitude, esgotando-se com alguma rapidez; enquanto uma escombreira de materiais grosseiros deverá provocar menos poluição, mas com uma duração maior (Santos Oliveira, 2002). Por outro lado, os materiais de granulometria fina podem ser facilmente ingeridos ou inalados pelos organismos, incluindo humanos, e exercer o seu efeito tóxico nos sistemas (Fuge, 2005).

A pirite (FeS_2) ocupa um lugar de relevo na formação de *AMD*, uma vez que se trata dos sulfuretos mais abundantes (Salomons, 1995; Baker, 2003; Harris, 2003; Seal, 2003; Nowak, 2006), mas outros sulfuretos como a pirrotite e a calcopirite podem originar drenagem mineira ácida. Da oxidação dos sulfuretos resulta a formação de ácido sulfúrico (H_2SO_4) (Seal, 2003; Gosar, 2004). A oxidação da pirite processa-se segundo a reacção (Baker, 2003; Nowak, 2006):

$$FeS_2 + 3½\ O_2 + H_2O \rightarrow FeSO_4 + H_2SO_4$$

Forma-se uma mole de H_2SO_4 por cada mole de FeS_2, mas a quantidade de ácido formado pode ser inferior se o ferro da pirite se encontrar no estado trivalente, segundo a reacção (Nowak, 2006):

$$2FeS_2 + 7½O_2 + H_2O \rightarrow Fe_2(SO_4)_3 + H_2SO_4$$

Microrganismos, como *Thiobaccillus ferroxidans,* aceleram a taxa de oxidação do ferro bivalente a ferro trivalente (Baker, 2003; Seal, 2003; Gosar, 2004). Por outro lado, se o pH da fase aquosa aumentar até aproximadamente 5.5, o sulfato de ferro é hidrolizado, originando uma quantidade adicional de H_2SO_4, de acordo com a reacção (Nowak, 2006):

$$Fe_2(SO_4)_3 + 6H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 3H_2SO_4$$

As correlações entre o pH, os metais e o sulfato reflectem a formação de ácido a partir da oxidação da pirite e outros sulfuretos. O Fe é, tipicamente, o catião dominante e o sulfato é o anião dominante (Seal, 2003).

Devido à frequência da pirite e da pirrotite nos resíduos mineiros, a oxidação-redução das espécies de ferro dissolvidas é um aspecto importante nas características químicas das drenagens mineiras (Harris, 2003; Seal, 2003): estas reacções são essenciais para a formação de óxidos de ferro hidratados e, algumas delas, são catalizadas por actividade microbiana (Baker, 2003; Seal, 2003). As alterações nas

condições redox, habitualmente, conduzem à deposição de precipitados ricos em ferro (ex.: ocre) (Harris, 2003; Fuge, 2005). A oxidação de ferro bivalente dissolvido e a neutralização de drenagem mineira produz uma grande variedade de hidróxidos secundários de Fe e Al e hidroxisulfatos que são significativamente menos solúveis que os sais eflorescentes de sulfato (Seal, 2003; Fuge, 2005). Estas fases variam de compostos aproximadamente amorfos a compostos cristalinos (Seal, 2003).

Factores como as características físico-químicas, hidrogeológicas e geomorfológicas dos locais e os parâmetros biológicos (nomeadamente a densidade populacional de bactérias, a sua taxa de crescimento e a disponibilidade de nutrientes) afectam significativamente a taxa de formação de ácidos (Salomons, 1995; Baker, 2003; Seal, 2003; Gosar, 2004; Lin, 2007), bem como o modo de transporte e transformação dos produtos da oxidação dos sulfuretos (Seal, 2003; Lin, 2007; Khalil, 2008). Estes factores, geograficamente variáveis, conferem características específicas à *AMD*, em função do local em estudo (Lin, 2007).

O clima desempenha um papel fundamental nos potenciais impactes ambientais provocados pelos processos de mineração de depósitos de sulfuretos (Harris, 2003; Seal, 2003), muito embora o seu efeito seja de difícil quantificação sistemática, devido à insufuciência de dados disponíveis para determinado tipo de depósito, num largo espectro climático (Seal, 2003). No entanto, a temperatura e a humidade são as principais variáveis que controlam a evaporação e esta, por sua vez, condiciona a concentração de solutos em todas as zonas climáticas (Seal, 2003). Deste modo, a acidez e as concentrações totais de metais na drenagem mineira em climas áridos são várias vezes superiores às verificadas em climas temperados (Seal, 2003). A variação sazonal do clima é passível de observação nas alterações significativas das características químicas dos efluentes mineiros (Harris, 2003; Seal, 2003).

A pouca água em circulação superficial nos climas áridos inibe a formação de volumes significativos de drenagem altamente ácida e enriquecida em metais (Seal, 2003), verificando-se aportes de metais, particularmente elevados, nas chuvas de Outono nos climas temperados, devido à dissolução de sais eflorescentes formados durante as estações secas (Kwong, 1997).

A concentração por evaporação da *AMD* pode produzir uma série de sais secundários com diferentes solubilidades, como a jarosite, a melanterite e a goetite (Kwong, 1997; Harris, 2003; Seal, 2003). Os sais eflorescentes e os hidróxidos de Fe secundários podem sequestrar quantidades significativas de metais traço, removendo-os da solução (Seal, 2003). Este comportamento é, no entanto, dependente do pH (Seal,

2003). Os sais eflorescentes sequestram temporariamente iões H^+ e metais (Seal, 2003), controlando o conteúdo químico das drenagens mineiras (Kwong, 1997; Harris, 2003). A solubilidade e a especiação dos minerais eflorescentes controlam as características químicas das águas de drenagem nos ambientes mineiros (Seal, 2003). Estes metais podem ser, posteriormente, dissolvidos durante eventos de pluviosidade ou degelo. Os hidróxidos férricos secundários e os hidroxisulfatos também podem, efectivamente, remover metais das soluções mas, tal como sucede com os sais eflorescentes, processos subsequentes, como escorrências com chuvas ácidas, podem libertar estes metais (Seal, 2003). Os efeitos da dissolução destes sais podem ser dramáticos devido à libertação massiva, para a água, dos elementos sequestrados, num período de tempo muito reduzido, culminando, em casos extremos, na morte de organismos aquáticos por intoxicação devido aos picos de acidez verificados (Kwong, 1997; Seal, 2003).

A precipitação de minerais secundários podem também conduzir à co-precipitação de outros iões metálicos (Kwong, 1997). Deste modo, os sais secundários desempenham um papel importante no ciclo de metais, nos ambientes de drenagem mineira, podendo contribuir para a manifestação de efeitos tóxicos agudos e efémeros (Seal, 2003).

Devido ao seu carácter de solvente universal, a água exerce um papel de extrema importância na mobilização e na dispersão dos elementos presentes nas paragéneses minerais (Santos Oliveira, 2002). Os efluentes líquidos, resultantes de escorrências de escombreiras, e as águas de drenagem mineira, em contacto prolongado com os materiais mineralizados, podem apresentar elevadas concentrações de metais pesados e outros elementos, resultado directo de processos químicos de dissolução (Neves, 2003). Estes efluentes correm, habitualmente, para as linhas de água, podendo atingir os aquíferos subterrâneos por processos de infiltração (Khalil, 2008) e percolação (Santos Oliveira, 2002), contaminando-os. Estes fenómenos, tão frequentes em minas a céu aberto como nas de lavra subterrânea, são fontes geradoras de contaminação antropogénica do meio hídrico na envolvente de explorações mineiras (Dudka, 1997; Santos Oliveira, 2002; Gosar, 2004; Khalil, 2008).

A erosão e a lixiviação dos resíduos e poluentes das escombreiras (Sengupta, 1993; Salomons, 1995; Gosar, 2004; Riba, 2005), assim como a descarga directa de rejeitados nos rios, resultam na adição de metais em solução e na sua forma particulada aos ecossistemas aquáticos (Salomons, 1995; Gosar, 2004). As concentrações determinadas nos fluxos de solos, por Navarro *et al.* (2008), indicam que a dispersão de metais pela água, nas suas formas solúvel e particulada, durante as estações chuvosas, é uma importante via de poluição. Mais de 90% dos contaminantes metálicos num rio são

transportados na forma particulada (Macklin, 2006) seguindo, assim, as mesmas vias de transporte dos restantes sedimentos ao longo do rio. Santos Oliveira *et al.* (2002) verificaram que os solos e áreas aluvionares, frequentemente utilizados para fins agrícolas, se encontram poluídos quimicamente. No entanto, a contaminação química dos solos parece ser menos expressiva e extensa do que a verificada nos sedimentos aluvionares e nos meios hídricos (Santos Oliveira, 2002).

A fusão de concentrados de minério provoca a libertação de metais para a atmosfera, podendo, em vários casos, ser superior em comparação com as restantes actividades mineiras (Gosar, 2004). Um outro motivo de preocupação prende-se com a libertação de dióxido de enxofre (SO_2) para a atmosfera durante os processos de fusão de sulfuretos (Gosar, 2004), que em reacção com o vapor de água, contribui para a deposição ácida.

3.1.3 IMPACTES OCUPACIONAIS

Os factores de risco associados às actividades de exploração, extracção e tratamento (condições de segurança mineira, características dos resíduos gerados), bem como os impactes de natureza visual e paisagística, podem contribuir de forma relevante para as patologias frequentemente relacionadas com estas situações (Santos Oliveira, 2002).

Os operários mineiros estão sujeitos a um elevado risco de exposição ocupacional, destacando-se a inalação de poeiras, a exposição a elevadas temperaturas, ruídos, vibrações e radiações, o manuseamento de produtos químicos, a exposição a materiais tóxicos usados nos locais e os riscos físicos inerentes à actividade (Sengupta, 1993; Evans, 1997; Passariello, 2002; Seal, 2003; Gosar, 2004; Torres, 2005). Os riscos dependem das vias de exposição ao contaminante, assim como das características e condições do organismo (Seal, 2003). Por outro lado, a biodisponibilidade nos organismos é dependente da mineralogia dos elementos, como é o caso do Pb, cuja biodisponibilidade na galena (PbS) é inferior à verificada na cerussite ($PbCO_3$), no tracto digestivo humano (Seal, 2003).

Os ruídos podem causar efeitos irreversíveis nos trabalhadores, tais como surdez, e condicionam a sua produtividade se não forem utilizados equipamentos de protecção (Torres, 2005). As poeiras e vapores de produtos químicos utilizados podem provocar problemas do foro respiratório, desde lesões degenerativas a cancro (Torres, 2005).

Deste modo, as minas devem ser devidamente humidificadas, reduzindo a quantidade de poeiras emitidas nos trabalhos, e ventiladas de modo a remover o máximo das poeiras geradas e os vapores dos produtos químicos utilizados (Evans, 1997). Por outro lado, decorrem ainda riscos de acidentes, nomeadamente de incêndios, explosões, derrocadas e desabamentos, que podem causar incapacidades físicas, mas também emocionais (Torres, 2005).

As principais lesões verificadas em trabalhadores mineiros são o cancro de pulmão, a silicose, surdez, incapacidade física-emocional e, em casos extremos, a morte (Torres, 2005). No entanto, as populações nas proximidades das áreas estão também em contacto com as poeiras produzidas, os ruídos e vibrações dos trabalhos de mineração e processamento de minérios (Passariello, 2002). As poeiras são um potencial problema para as populações circundantes das áreas mineiras, principalmente em zonas ventosas, com baixa pluviosidade e com solos facilmente erodíveis (Sengupta, 1993) devido ao perigo de inalação das mesmas (Seal, 2003). As medidas de supressão de poeiras utilizadas nestes casos consistem em manter as vias de acesso e as escombreiras molhadas, e em proceder à revegetação destes solos (Sengupta, 1993).

As *sobrecargas de explosivos* causam impactes atmosféricos que se prendem com ruídos e vibrações. As reais dimensões destes impactes variam em função da profundidade, da quantidade de explosivos por m^3 de material removido, do tipo de explosivos, da altura do dia em que a *explosão* ocorre e da densidade populacional das áreas circundantes (Sengupta, 1993). A redução da quantidade de explosivos utilizada e a limitação na execução das explosões durante as horas diurnas de maior movimento são medidas de mitigação adicionais frequentemente utilizadas (Torres, 2005).

De destacar a ingestão de metais, maioritariamente de forma acidental, através da água de consumo e alimentos ou como partículas (Passariello, 2002; Seal, 2003). Os aquíferos das proximidades das áreas mineiras podem exceder os limites *standard* impostos por entidades como a United States Environmental Protection Agency (USEPA) ou Comissão Europeia (CE) (Seal, 2003) no caso de não serem tomadas medidas preventivas (Sengupta, 1993). Nos casos de intoxicação por metais é muito importante o conhecimento da dose e do nível de exposição do indivíduo (Pascalicchio, 2002).

3.2 MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

A finalidade dos processos de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) prende-se com a identificação, previsão, interpretação, prevenção, correcção e ponderação dos impactes que um projecto, ou actividade, pode produzir no caso de se realizar, com a

possibilidade de os evitar ou reduzir a nivéis aceitáveis. A mitigação diz respeito a todas as medidas tomadas de forma a evitar os efeitos negativos nos locais em análise (Torres, 2005). Estas medidas incluem a prevenção, a redução e o tratamento dos efluentes mineiros, a monitorização associada e manutenção, os planos de contingência e estudos adicionais para perceber melhor os impactes (Seal, 2003).

A boa qualidade ambiental implica bons níveis de saúde pública; paralelamente, bons níveis de segurança traduzem-se em poucos acidentes de trabalho e, consequentemente, em boa saúde ocupacional. De forma geral, as acções ponderadas com segurança podem permitir uma melhoria geral nas condições ambientais. Um sistema de gestão integrado do Ambiente, Saúde e Segurança (*EHS*) permite optimizar a conservação da qualidade ambiental, da saúde e segurança ocupacional (Torres, 2005).

Uma vez que a actividade mineira promove, directa ou indirectamente, o desenvolvimento económico das comunidades locais, geram-se conflitos de interesses entre as vantagens económicas e as desvantagens ambientais resultantes da exploração mineira (Evans, 1997). Santos Oliveira *et al.* (2002) verificaram que muitas das 85 áreas mineiras abandonadas, descritas no trabalho que desenvolveram, não possuiam estruturas capazes de minimizar os impactes ambientais à altura das actividades de exploração, consequência directa da ausência de políticas de protecção ambiental e de consciência e sensibilidade ecológicas. Este vazio condicionou a actual situação de abandono de áreas mineiras e de ausência de responsabilidades, tornando-se difícil a aplicação do Princípio do Poluidor/Pagador. Como último recurso, o Estado tem assumido uma posição de relevo na resolução dos problemas de índole ambiental e de segurança, muito embora tarde a sua execução.

É necessário caracterizar quimicamente os materiais antes de proceder à reabilitação das áreas mineiras. Os trabalhos de reabilitação devem decorrer enquadrados nos contextos geomorfológico e hidrológico do local (Gore, 2007). Os principais pontos a abordar, no caso de uma mina de elementos metálicos, são o controlo de *AMD* durante o funcionamento da mina e após o seu encerramento, assim como o controlo da erosão dos resíduos da actividade amontoados nas escombreiras nas imediações das áreas exploradas (Salomons, 1995). A implementação de medidas de recuperação e reabilitação está sempre condicionada pelas condições locais e económicas.

A formação de *AMD* pode ser prevenida controlando o acesso de oxigénio aos depósitos susceptíveis de originar este tipo de efluentes. Para tal, os resíduos podem ser isolados no subsolo e, posteriormente, cobertos com materiais de características

específicas (nomeadamente argilas, areias e solos de cobertura), onde se implementa um programa final de revegetação, de modo a prevenir erosão das camadas colocadas (Salomons, 1995; Fuge, 2005).

A presença de materiais carbonatados, nos resíduos das minas, controlam a solubilidade e a mobilidade dos metais, neutralizando a acidez do meio (Alloway, 1995; Salomons, 1995; Kwong, 1997; Nowak, 2006; Jung, 2008). Por outro lado, os minerais e outros compostos, como a esfalerite e cal, utilizados nos sistemas de flutuação, podem neutralizar os ácidos produzidos pela oxidação dos sulfuretos em condições anóxicas (Kwong, 1997; Seal, 2003).

Os compostos ácidos são também consumidos por reacção com os silicatos, que têm a capacidade de tamponar o meio durante um longo período de tempo. A neutralização da AMD causa o imediato aumento do pH, que condiciona a adsorção dos metais dissolvidos às várias fases sólidas das colunas de água, nomeadamente minerais de argila, quartzo, feldspato e sólidos orgânicos. Uma pequena variação, nos valores de pH nas águas de superfície, condiciona o aumento ou a diminuição da concentração de metais dissolvidos (Salomons, 1995). Paralelamente, outros constituintes dissolvidos, como matéria orgânica e aniões, podem formar complexos com metais, mantendo-os em solução (Salomons, 1995; Santos Oliveira, 2002).

Uma vez que as comunidades microbianas desempenham um importante papel na formação de *AMD*, tem-se investigado a acção de substâncias bactericidas, que se mostram capazes de abrandar os processos microbianos (Salomons, 1995; Baker, 2003). A forte limitação da aplicação dos bactericidas prende-se com o curto período de actuação, devido à degradação ambiental que sofrem (Salomons, 1995).

A recuperação de solos, com impactes muito significativos, em zonas mineiras e de fundição com vegetação natural é, muitas vezes, lenta devido à toxicidade dos metais pesados, elevada salinidade ou défice nutritivo (Vangronsveld, 1995; Schwab, 2007). Têm-se usado, com sucesso, alterações orgânicas na revegetação de áreas contaminadas com metais (Walker, 2004), fornecendo nutrientes suficientes, aumentando a capacidade de retenção de água do solo e isolando os materiais tóxicos (Schwab, 2007). Segundo Walker *et al.* (2004), o estrume de vaca é capaz de prevenir a acidificação de solos num curto espaço de tempo, diminuindo a biodisponibilidade dos metais pesados e facilitando a revegetação de solos contaminados com rejeitados de minas de pirite. No entanto, estudos recentes evidenciam que a utilização de compostos orgânicos solúveis, na recuperação de solos contaminados, pode aumentar a mobilidade dos metais (Walker, 2004; Schwab, 2007). Além de acidificarem os solos e aumentarem a

mobilidade dos metais, os ácidos orgânicos podem ainda combinar-se com os metais e formar complexos hidrossolúveis ou colóides, que desempenham um papel significativo no reforço da lixiviação de metais para as águas subterrâneas (Khodadoust, 2005; Ward, 2005; Schwab, 2007).

Existem reacções físicas e químicas capazes de atenuar a acção de poluentes. Entre os processos físicos salienta-se a advecção, diluição, dispersão e sedimentação. Os processos químicos incluem precipitação, co-precipitação e adsorção (Salomons, 1995).

De modo a controlar as perigosas emissões atmosféricas, as chaminés das fundições modernas estão munidas com precipitadores electrostácticos e outros mecanismos de recuperação de poeiras, que resultam na retenção da maioria das partículas, mas algumas emissões de gases e aerossóis são, ainda assim, libertados para a atmosfera, com a subsequente deposição das partículas emitidas e contaminação do ambiente local. A produção de ligas metálicas e a reciclagem de metais são responsáveis por emissões atmosféricas, tal como as fundições (Fuge, 2005).

Uma vez que os processos de recuperação, para além de dispendiosos, são morosos, o investimento por parte das empresas de extracção mineira deve ser efectuado no sentido de prevenir os impactes. No entanto, não sendo na sua totalidade controlável, os danos verificados deverão ser reparados, de modo a deixar o mínimo de marcas possíveis da actividade verificada no local.

4. CASO DE ESTUDO: TERRAMONTE

O progresso dos povos desde a Antiguidade esteve sempre dependente dos recursos geológicos. A Península Ibérica no geral, e Portugal em particular, apresentam condições propícias à concentração de vários elementos químicos, originando depósitos de variados materiais (Ribeiro, 1979). São várias as evidências de antigos trabalhos de mineração por toda a Península Ibérica (Allan, 1965; Ribeiro, 1979; Ferrão, 2005). A reabertura destas minerações permitiu o achado de inúmeros utensílios, de carácter mineiro ou não, que possibilitaram inferir a real importância desta actividade na Antiguidade (Allan, 1965). Alguns dos recursos foram amplamente explorados por povos invasores, sobretudo pelos Romanos (Allan, 1965; Ferrão, 2005).

Após o abandono da Península Ibérica pelos Romanos (séc. V d.C) e devido aos inúmeros conflitos que decorreram nesta época contra os Bárbaros e os Mouros, as iniciativas mineiras foram colocadas de parte. Seguiram-se vários séculos em que a actividade mineira ora era fomentada, ora era desprezada, de acordo com o interesse das entidades governadoras (Allan, 1965).

A Revolução Industrial restituiu o interesse nos recursos minerais como matérias primas (Evans, 1997). A constatação do intenso atraso de Portugal, face aos restantes países, impulsionou a pesquisa e a exploração de vários recursos minerais em território nacional, surgindo assim os primeiros alvarás de concessão. A 2ª Guerra Mundial colocou Portugal na lista dos mais importantes produtores de W e Sn do Mundo, destacando-se as minas da Panasqueira e da Borralha (Delfim, 1994).

O período áureo da prospecção mineira, vivido no final do século passado, culminou com a depressão dos mercados, gerando diminuição do interesse pelos metais básicos e o aumento do interesse pelos metais preciosos (Ferrão, 2005). O sector mineiro viveu uma das maiores crises, no final da década de 90, com a diminuição drástica do número de minas em laboração, cuja responsabilidade foi atribuída ao excesso de oferta decorrente dos países da Europa de Leste, ao aumento da reciclagem e à substituição destes materiais por outros produtos (Evans, 1997). O património mineiro, ainda existente em Portugal, é escasso e encontra-se, actualmente, em situação de profundo abandono (Santos Oliveira, 2002).

Os recursos geológicos continuam a desempenhar um papel extremamente importante na economia e desenvolvimento das nações. A percepção de que estes recursos são limitados, e não se renovam em tempo útil, alterou significativamente a posição da Sociedade relativamente a estas matérias primas, no sentido da procura de

novos materiais capazes de os substituir, da sua reciclagem e da sua reutilização, aplicando-se os princípios básicos do Desenvolvimento Sustentável.

4.1 ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO DOS RECURSOS MINERAIS EM PORTUGAL

Em Portugal Continental identificam-se quatro unidades geotectónicas fundamentais: são elas o Maciço Hespérico; a Orla Mesocenozóica Ocidental; a Orla Meridional e a Bacia Cenozóica do Tejo e do Sado (Ribeiro, 1979) (Figura 4.1).

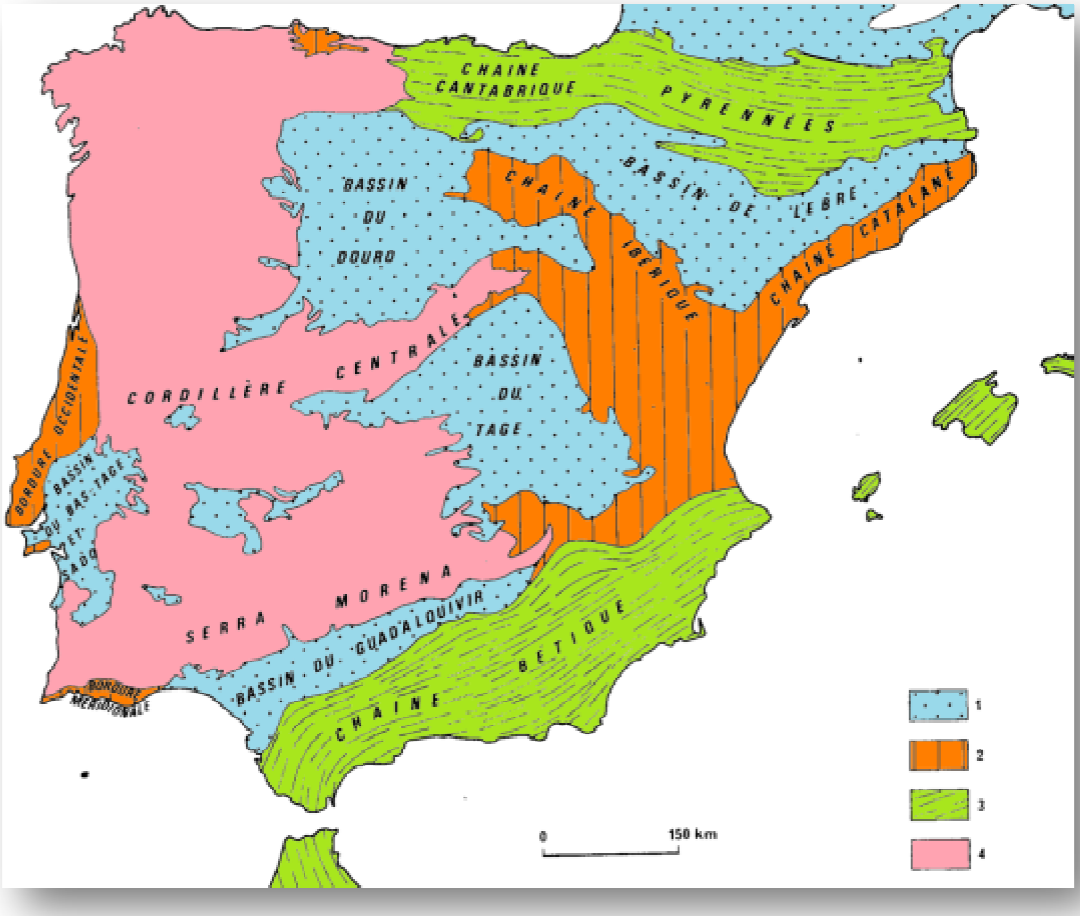


Figura 4.1 Unidades morfoestruturais da Península Ibérica (depois de Lautensach) (adaptado de Ribeiro, 1979): 1 – Bacias; 2 – Orlas e cadeias moderadamente deformadas; 3 – Cadeia Alpina; 4 – Soco Hercínico.

A grande maioria do território português corresponde ao Maciço Hespérico, que consiste num fragmento contínuo do soco hercínico na Europa (Ribeiro, 1979), emerso

desde o Cenozóico e que tem sido sujeito a intensa erosão. As formações geológicas que o constituem apresentam uma grande variedade de rochas sedimentares metamorfizadas e rochas ígneas, com idades compreendidas entre o Precâmbrico superior e o Paleozóico superior (aproximadamente 700 a 250 M.a.). Durante este período de tempo decorreram os processos geológicos do Ciclo Hercínico: erosão, transporte e sedimentação, magmatismo, metamorfismo e deformação tectónica, que culminou com a Orogenia Hercínica (Varisca) associada a intensa actividade ígnea granítica e a consolidação de terrenos. A Orogenia Hercínica é, portanto, responsável pelas orientações definidas e pelos extensos fenómenos de granitização decorrentes do metamorfismo verificados nesta área (Ribeiro, 1979).

Verifica-se, ao longo do Maciço Hespérico, uma certa zonalidade na paleogeografia, na tectónica, no magmatismo e no metamorfismo, que permite delimitar cinco zonas com diferentes características. São elas a Zona Cantábrica, a Zona Oeste Astúrico Leonesa, a Zona Centro-Ibérica, a Zona Ossa Morena e a Zona Sul Portuguesa (Figura 4.2) (Ribeiro, 1979). Destas, encontram-se devidamente representadas em Portugal as Zonas Centro-Ibérica, Ossa Morena e Sul Portuguesa.

A Zona Centro-Ibérica distingue-se das restantes zonas devido à espessa sequência do tipo *flysch,* datada entre o Precâmbrico Superior e o Câmbrico, a que se dá a designação de Complexo Xisto-Grauváquico, discordante com os quartzitos da base do Ordovícico (Medeiros, 1964; Ribeiro, 1979; Couto, 1993), o que implica a ocorrência de uma fase de deformação sarda (Ribeiro, 1979). O metamorfismo regional, característico da Zona Centro-Ibérica, é multifacetado e está intimamente associado às intrusões de granitóides. O intenso magmatismo originou, essencialmente, granitóides das séries alcalinas e calco-alcalinas (Ribeiro, 1979).

Os principais depósitos minerais, e a grande maioria das acumulações metálicas do país, ocorrem no Maciço Hespérico. As diversas mineralizações do Maciço são função dos ambientes geotectónicos do Ciclo Hercínico e podem ser englobadas em dois grandes grupos: os jazigos singenéticos e os jazigos epigenéticos (Carvalho, 1994). Os jazigos singenéticos formaram-se durante a fase deposicional, em simultâneo com as rochas, resultado da interacção de factores de natureza vulcânica, sedimentológica e paleogeográfica. Consequentemente, estes jazigos ocorrem em camadas, leitos ou lentículas interestratificadas. Os depósitos de Moncorvo e os importantes jazigos de sulfuretos polimetálicos da Faixa Piritosa são característicos desta fase (Ribeiro, 1979; Carvalho, 1994).

Os jazigos epigenéticos resultaram da actividade magmática, predominantemente granítica, que teve lugar durante e após as fases orogénicas principais (Carbónico, 300-270 M.a.). Caracteristicamente ocorrem em filões ou massas irregulares. São várias as mineralizações que se formaram nestas condições, sendo as mais importantes as de W, Sn e Au (Carvalho, 1994). Neste grupo incluem-se os jazigos da Panasqueira, de Jales, de Vale das Gatas, do Cercal e de Terramonte (Carvalho, 1994).

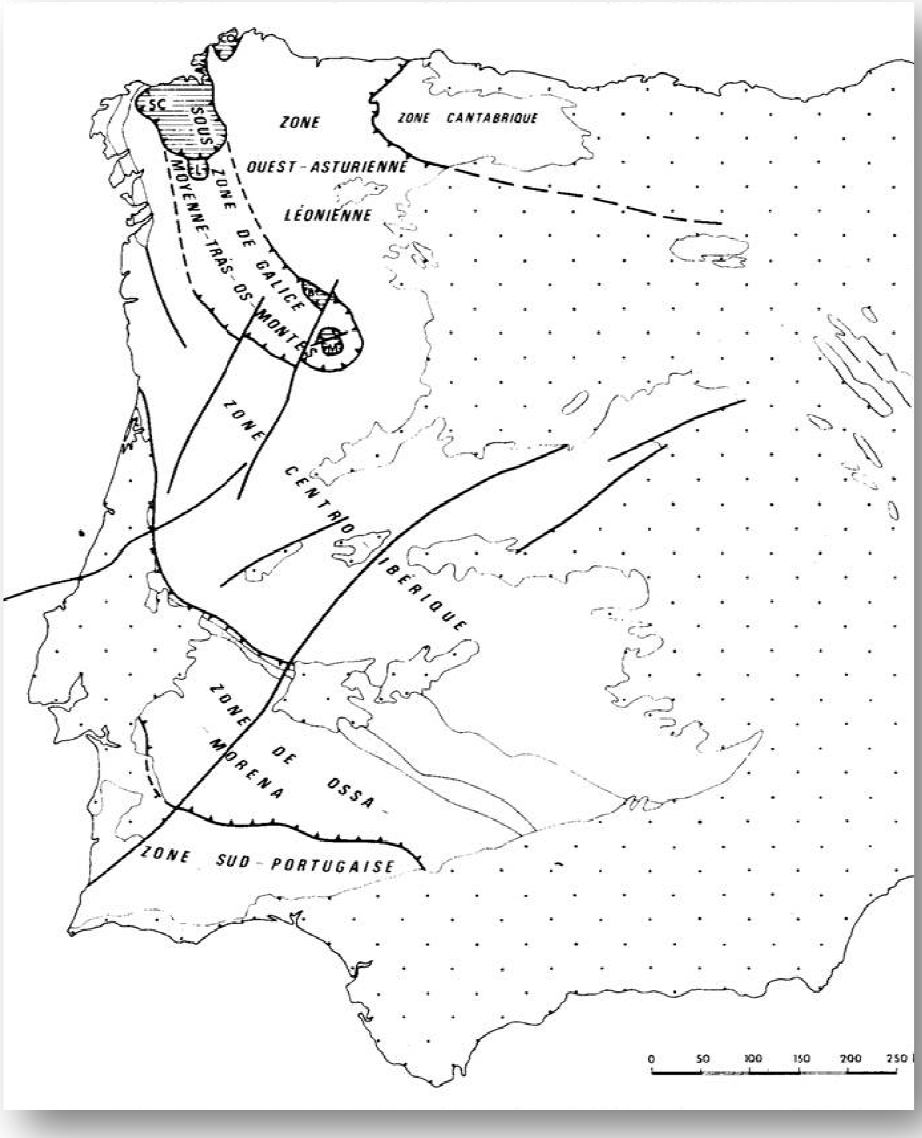


Figura 4.2 Zonas paleogeográficas e tectónicas do Maciço Hespérico na Península Ibérica. De salientar a representação em Portugal das Zonas Centro-Ibérica, Ossa Morena e Sul Portuguesa (Ribeiro, 1979).

Existem, no entanto, depósitos minerais que não se formaram durante o Ciclo Hercínico, de entre os quais se salientam os depósitos de antracite no Pejão, os depósitos sedimentares de manganês na Anadia e os depósitos de lignites do Cabo Mondego (Carvalho, 1994).

4.2 RECURSOS MINERAIS: SÍNTESE RETROSPECTIVA E SITUAÇÃO ACTUAL

Trabalhos arqueológicos mostram que, desde a Antiguidade, o Homem utiliza os recursos geológicos colocados à sua disposição pela Natureza. A mineração iniciou-se à cerca de 500.000 anos, quando o Homem começou a explorar materiais para a construção de utensílios e ferramentas – sílex, obsidiana e quartzito eram lascados para produzir superfícies cortantes aplicadas em armas de caça (Allan, 1965; Evans, 1997; Ferrão, 2005) – e identificou substâncias que podia utilizar na decoração de cavernas e em pinturas corporais – os óxidos de ferro e as argilas ricas em ferro foram os primeiros materiais procurados para estes fins (Evans, 1997; Ferrão, 2005).

Com o passar do tempo, a presença e a abundância de recursos naturais tornaram-se elementos determinantes na escolha dos locais de fixação dos povoamentos primitivos. Entre os recursos naturais mais valorizados destacam-se a existência de água, grutas e cavernas, rochas siliciosas e, já no Neolítico, solos fertéis, argilas e metais (Allan, 1965; Evans, 1997).

Os factos relativos à descoberta inicial e uso dos metais ainda estão em estudo pelos arqueólogos (Allan, 1965; Evans, 1997). Existem evidências que suportam a possibilidade de o Homem Neolítico, por volta do ano 6.000 a.C., ter criado pequenos utensílios martelando o cobre nativo (Allan, 1965). No entanto, devido às suas características específicas, os metais necessitam de manuseamento distinto de outros materiais geológicos: as primeiras evidências de mineração e fundição de minério localizam-se em Israel e na Jordânia e datam de 5-6.000 a.C. (Evans, 1997).

O aumento da procura de minerais metálicos promoveu o desenvolvimento quantitativo e qualitativo da mineração a partir do séc. IV a.C., assim como das técnicas de tratamento de minério, passando os metais a ser aplicados em objectos utilitários do quotidiano, mas também em jóias e adereços (Ferrão, 2005). A utilização de Cu generalizou-se no Egipto por volta de 3.500 a.C., largamente aplicado em utensílios de mobiliário fúnebre identificados e datados (Allan, 1965).

A riqueza da Península Ibérica em recursos minerais e as condições naturais favoráveis à sua descoberta, permitiram a sua exploração desde tempos remotos, como

se constata pelos vestígios encontrados em minas e atribuídos a povos pré-Romanos (Ribeiro, 1979; Ferrão, 2005). Vários povos ocuparam os actuais territórios de Espanha e Portugal com vista à exploração dos numerosos recursos metálicos, desenvolvendo-se importantes rotas de exportação pelo Mar Mediterrâneo – o Cu e a Ag eram lavrados e exportados do Sul por volta do ano 3.000 a.C. (Allan, 1965). A chegada dos Fenícios à Península Ibérica (aproximadamente 1.100 a.C.) impulsionou a pesquisa e a indústria metalúrgica, particularmente do Sn e da Ag (Delfim, 1994).

Dos inúmeros povos que ocuparam a Península Ibérica, os mais mediáticos foram os Romanos, tendo sido necessários, aproximadamente, 200 anos para que ocupassem totalmente a Península. As riquezas minerais do território eram entusiasticamente estudadas e comentadas por muitas personalidades contemporâneas e subsequentes da ocupação romana (Allan, 1965), tais como Políbio (200 a.C.), Estrabão (58 a.C. – 25 d.C.) e Plínio o Velho (23 a.C. – 79 d.C.), que recolheram dados referentes às actividades mineira e metalúrgica na Península Ibérica, permitindo que tais informações chegassem aos nossos dias.

É indiscutível o tamanho e a disseminação dos trabalhos mineiros, por todo o território da Península Ibérica, durante a ocupação Romana (Allan, 1965; Ferrão, 2005), em que foram explorados Au, Ag, Cu, Fe, Sn, Pb e Zn (Evans, 1997). Os Romanos trabalharam dezenas de minas em Portugal, destacando-se pelas suas dimensões as lavras em Três Minas, Jales, Aljustrel e S. Domingos (Allan, 1965). Os objectos encontrados, nomeadamente ferramentas, artefactos de cerâmica, vestuário e moedas, enfatizam as importantes actividades desenvolvidas nestes locais (Allan, 1965; Evans, 1997). No entanto, mantém-se acesa a discussão em torno do real contributo dos romanos para a descoberta de novos depósitos de minério, sendo vários os autores que defendem que o cenário mais frequente consistia na tomada de posse do minério e minas que outros já tinham previamente descoberto. Segundo Allan (1965) “a sua mineração mais constituía um saque do que uma indústria”.

Apesar da polémica em torno da descoberta de minério, o povo romano aprumou as técnicas de tratamento conhecidas até então, adequando as características do ferro às suas aplicações específicas e desenvolvendo ligas metálicas. A importância que os Romanos concederam à actividade mineira reflecte-se directamente na legislação, tendo elaborado regulamentos flexíveis que promoviam o desenvolvimento de qualquer jazida susceptível de exploração por pequenos grupos autónomos e a fiscalização das actividades era efectuada em função das dimensões das explorações. A intensiva exploração mineira, desenvolvida pelos Romanos, conduziu à diminuição significativa dos

recursos disponíveis, nomeadamente de Au, cuja produção decresceu drasticamente desde o séc. III d.C. e, a partir do fim do séc. IV d.C., abandonou-se a sua lavra (Allan, 1965).

Após a ocupação romana, a recuperação da indústria mineira na Península Ibérica foi morosa. Não existem registos de actividades mineiras coincidentes com a ocupação pelos povos bárbaros e, dado que os árabes não tinham grande tradição mineira, durante a sua permanência em território português até ao séc. XIII, poucos recursos minerais terão sido explorados, à excepção do ouro aluvionar na Adiça (Almada) e no Vale do Tejo. Por outro lado, as constantes disputas territoriais entre Mouros e Cristãos para reconquistar a Península não favoreceram a recuperação da tradição mineira (Allan, 1965).

Ao longo dos anos as actividades mineiras foram ora promovidas, ora desencorajadas pelas várias figuras da monarquia e da república e pela conjectura social envolvente (Cruzadas, Descobrimentos, Guerras Mundiais, etc.) (Ferrão, 2005). As modificações legislativas introduzidas em Portugal no séc. XIII, baseadas no princípio de que os minérios encontrados no território português eram pertença da Coroa, assim como parte dos lucros, desmotivaram a iniciativa mineira. Não se conhecem os valores de produção de metais dos primeiros séculos da Monarquia, mas parecem ter sido inferiores às necessidades nacionais, que eram colmatadas recorrendo à sua importação (Allan, 1965).

O interesse pelos recursos minerais intensificou-se aquando da Revolução Industrial (séc. XIX) (Evans, 1997). Em 1848 cria-se a Comissão Geológica (Ferrão, 2005), recomendada ao Governo pela Academia Real das Ciências de Lisboa, que resultou da constatação do intenso atraso de Portugal face aos restantes países, no que dizia respeito aos conhecimentos geológicos.

O grande impulso, à iniciativa privada, deveu-se ao decreto de lei de 31 de Dezembro de 1852 que indicava as condições ao abrigo das quais as explorações mineiras eram autorizadas (Allan, 1965; Delfim, 1994). A segunda metade do séc. XIX ficou, assim, marcada pela pesquisa e exploração de recursos minerais, nomeadamente carvão, Fe, Mn e metais básicos. Nesta altura surgem os primeiros alvarás de concessão para a exploração de vários jazigos, em particular de Aljustrel, S. Domingos e Panasqueira. Surgiram também várias explorações de pequenos depósitos de Cu, Pb-Zn, Sn, Sb, W, Au e Ag (Delfim, 1994).

Em 1868, a Comissão Geológica de Portugal é substituída pela Secção de Trabalhos Geológicos dirigida por Carlos Ribeiro. Como resultado dos trabalhos

desenvolvidos por esta secção, em 1876, foi apresentada numa exposição em Filadélfia a primeira carta geológica de Portugal (Ferrão, 2005).

No início do séc. XX, Portugal estava dependente de carvão importado, uma vez que a produção nacional não era suficiente para o consumo. A 1ª Guerra Mundial limitou o seu abastecimento, pelo que Portugal se viu obrigado a aumentar a produção nacional de modo a suprir a procura (Delfim, 1994). Mobilizaram-se meios de modo a aumentar a produção, proveniente das minas de antracite da Bacia Carbonífera do Douro (S. Pedro da Cova, Passal de Baixo e Pejão) e de lignites do Cabo Mondego. A importância crescente do carvão conduziu à criação de uma comissão para o estudo dos carvões no país e o seu aproveitamento (Delfim, 1994). Também o Fe, W, Mn e outros metais foram alvo de trabalhos de prospecção (Ferrão, 2005), que atingiram particular intensidade durante e após a 2ª Guerra Mundial. Portugal tornou-se num dos mais importantes produtores de W e Sn do Mundo (Delfim, 1994), tendo a Panasqueira e a Borralha como as principais minas.

O Estado, consciente da importância dos recursos geológicos como suporte a vários sectores da indústria, dedicou-se ao estudo e avaliação das potencialidades mineiras do país, incentivando a dinamização do sector (Delfim, 1994). Neste cenário surge o Serviço de Fomento Mineiro (1939) e, em 1954, criou-se a Junta de Energia Nuclear responsáveis pelas actividades geológico-mineiras (Ferrão, 2005).

Entre 1886 e 1977 o organismo de Estado, encarregue pela tutela das actividades geológicas e mineiras, mudou cinco vezes. Em 1977 é instituída a Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos que absorveu a Junta de Energia Nuclear, reorganizadas em 1983 e adoptando o nome de Direcção Geral de Geologia e Minas (Ferrão, 2005). A prospecção mineira e o estudo dos recursos minerais foram progressivamente facilitados com a cartografia geológica sistemática de Portugal e a investigação em Geologia, Mineralogia e Ciências da Engenharia, impulsionada em Universidades, organismos públicos e empresas (Delfim, 1994).

Nas Universidades formam-se equipas que se dedicam ao estudo de depósitos minerais, de tecnologias de exploração e de tratamento de minérios (Ferrão, 2005). Assiste-se à grande evolução das teorias metalogenéticas um pouco por todo o mundo, permitindo refinar os modelos conceptuais orientadores da prospecção (Evans, 2005). Estes factos, associados aos progressos verificados na Geologia Estrutural, Geoquímica e Geofísica, permitiram a identificação de vários depósitos minerais, nomeadamente os jazigos de sulfuretos polimetálicos da Faixa Piritosa da Península Ibérica, considerados o *stock* de metais básicos da Europa Ocidental (Ferrão, 2005). A articulação dos

organismos estatais, com as empresas mineiras nacionais e internacionais, tornaram as décadas de 50 a 80 um período áureo da prospecção mineira em Portugal (Ribeiro, 1979). A depressão dos mercados, verificada no final do século passado, criou sérios problemas à sobrevivência de várias minas, diminuiu o interesse pelos metais básicos, aumentando, em contrapartida, o interesse pelos metais preciosos, principalmente Au (Ferrão, 2005).

Em 1993 cria-se o Instituto Geológico e Mineiro, extinto em Março de 2004, com a transferência das suas actividades para um departamento do Ministério da Economia. As riquezas do subsolo foram sendo gradualmente reveladas e exploradas em função das inovações tecnológicas, possibilidades económicas e financeiras. Para avaliar a real importância dos recursos minerais, na economia de um país, é necessário ponderar o seu contributo no suporte de sectores indústriais com influencia no PIB e no emprego (Ferrão, 2005).

Na generalidade dos casos em território nacional, o património mineiro ainda existente é escasso e encontra-se em situação de profundo abandono. Seria possível, em várias minas, recuperar e valorizar os patrimónios geológico e industrial associados às explorações mineiras. No entanto, a pequena dimensão da maioria das explorações, assim como os curtos períodos de actividade e a falta de medidas protectoras e fiscalizadoras do património mineiro, conduziram à destruição, vandalismo e mesmo venda de espólio arqueológico industrial (Santos Oliveira, 2002).

4.3 O FUTURO DOS RECURSOS MINERAIS

Portugal é, reconhecidamente, um território rico em recursos geológicos, cujo contributo para a economia do país, em tempos passados, foi de extrema importância, principalmente no que diz respeito aos metais básicos, W, Sn, Au, U, carvão, mármores e granitos (Ribeiro, 1979). No entanto, muitos deles são importados por diversos factores, nomeadamente devido à impossibilidade destes recursos constituirem reservas, resultado dos baixos teores, da complexidade dos minérios e da inadequação tecnológica para o seu tratamento, ou mesmo razões de mercado e inexistência de metalurgias em Portugal, no caso do Cu e do Sn. A Comunidade Europeia tem uma dependência global de metais importados superior a 70% (Delfim, 1994).

A previsão de cenários futuros neste sector deve ser feita com o máximo de precaução. A tendência para "*doing more with less*" tem condicionado a economia de recursos, diminuindo o impacte da imensa procura resultante do crescente crescimento

populacional do globo. Por outro lado, a reciclagem e o desenvolvimento de novos materiais e tecnologias, capazes de substituir os metais, podem causar fortes perturbações nos mercados, como sucede já com o W, Cu e Al que têm sido substituídos por novos produtos como materiais cerâmicos e fibras ópticas (Delfim, 1994). Embora na produção destes novos materiais se aplique uma grande variedade de recursos geológicos, as quantidades necessárias são muito inferiores.

Na iminência do esgotamento efectivo de recursos minerais, é razoável admitir que a resposta será a procura de um subtituto e não o aumento das cotações de mercado de modo a permitir a retoma da exploração de depósitos pequenos, cujas grandes desvantagens seriam os elevados gastos energéticos, assim como os impactes ambientais associados que tal acção exigiria. Os recursos minerais deverão, sempre, ser encarados como bens escassos. Por outro lado, as características das mineralizações permitem traçar orientações e objectivos a atingir, de modo a ampliar, valorizar e aproveitar a Base de Recursos existente (Delfim, 1994).

O profuso conhecimento da Geologia do território nacional permite avaliar o tipo de jazigos que poderão ou não existir pelo que, os reconhecidos progressos em domínios como as tecnologias de informação, a Geofísica e a Geoquímica, proporcionam a cada dia meios mais eficazes na detecção de jazigos minerais. Apesar das novas tecnologias de informação terem revolucionado os métodos de trabalho clássicos, não se dispensa a colheita directa de dados no terreno, tais como a discriminação cartográfica, bem como a caracterização geológico-estrutural das diversas formações e dos ambientes geotectónicos em que se formaram são fundamentais para estabeler cenários futuros de prospecção de recursos. A Geofísica e a Geoquímica, associadas à realização de sondagens, em locais criteriosamente seleccionados, são cruciais na fase do estudo geológico regional (Delfim, 1994).

Quando se abordam os recursos não vivos do mar, intuitivamente são enumerados o petróleo e o gás natural. Dado que o território imerso sob jurisdição portuguesa corresponde a dezoito vezes o território emerso, têm-se desenvolvido vários estudos em território imerso no sentido de identificar outros recursos geológicos, nomeadamente metais, que poderão desempenhar um papel de extrema importância na economia de Portugal e na ampliação da Base de Recursos (Delfim, 1994).

O progresso da Sociedade é dependente da utilização dos recursos minerais. As condições verificadas em Portugal permitem alguma tranquilidade neste ponto, se a exploração e valorização dos recursos conhecidos for efectuada de forma criteriosa e racional, sem nunca esquecer o seu carácter não renovável em tempo útil. Têm de ser

criados meios e concertados esforços no sentido de evidenciar as reais potencialidades de ampliação da Base de Recursos com decobertas efectivas em Terra e no Mar e, paralelamente, formar consciências para o carácter finito dos recursos minerais e da nossa dependência face a eles.

4.4 ÁREAS MINEIRAS DEGRADADAS

Devido ao grande número de exploração mineiras abandonadas em território nacional, torna-se imperativo o levantamento das situações mais preocupantes, com a realização de um diagnóstico e a hierarquização de todas as situações, estabelecendo-se possíveis cenários de reabilitação, com exiquibilidade técnica e económica (Santos Oliveira, 2002). As áreas mineiras abandonadas são os passivos ambientais que a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDR-N) considera de maior preocupação na Região Norte (Borrego, 2008).

O Instituto Geológico e Mineiro (IGM) foi o primeiro organismo em Portugal a proceder a levantamentos de carácter ambiental relacionados com a actividade mineira (Santos Oliveira, 2002). Nos primeiros estudos realizados, o IGM identificou pontos fulcrais no panorama português (Santos Oliveira, 2002):

- As minas em situação de abandono colocam em risco a segurança e a saúde públicas, risco proporcionalmente directo ao tempo de abandono da actividade;
- Os impactes de natureza química são os de maior preocupação devido aos desequilíbrios químicos que condicionam os balanços químicos naturais;
- A intensidade e o tipo de contaminação são específicos do meio amostral (solos, sedimentos, águas) e devem ser apreciados caso a caso;
- Os padrões e índices de nocividade identificados exigem o ensaio e a aplicação de medidas correctivas adequadas, nomeadamente de descontaminação e/ou protecção do meio contaminado e de isolamento e contenção do foco poluidor.

No plano de Acção para a Qualificação do Ambiente no Norte de Portugal, publicado em Novembro de 2008, foram comunicados à CCDR-N, pelas autarquias, 527 passivos ambientais, 17,5% dos quais referentes à indústria extractiva (áreas mineiras inactivas ou abandonadas). A responsabilidade da eliminação ou minimização dos impactes condicionados por este tipo de actividades não é atribuível, uma vez que geralmente as entidades empreendedoras, e portanto responsáveis, já não existem (Borrego, 2008).

De modo a combater esta ausência de responsabilidade, o Estado concessionou as recuperações ambientais de áreas mineiras degradadas à Companhia de Indústria e

Serviços Mineiros e Ambientais S.A. (EXMIN) (Decreto-Lei n.º 198-A/2001, de 6 de Julho) e, em 2005, a Empresa de Desenvolvimento Mineiro S.A. incorporou a EXMIN (Decreto-Lei n.º 60/2005, de 9 de Março) (Borrego, 2008).

A EDM, empresa de capitais públicos, conduz e elabora os projectos de recuperação ambiental de explorações mineiras abandonadas e degradadas, procedendo à valorização ambiental, cultural e económica de modo a garantir a defesa do interesse público e a preservação do património ambiental. Estes procedimentos, de acordo com o Artigo 3.º do Decreto-Lei n.º 198-A/2001, de 6 de Julho, visam (Borrego, 2008):

- Eliminar os factores de risco para a saúde e segurança públicas, decorrentes da poluição das águas, da contaminação dos solos, dos resíduos de extracção e tratamento, e da eventual existência de cavidades desprotegidas;
- Reabilitar a paisagem dos locais de exploração e recuperar as condições naturais de desenvolvimento da flora e da fauna locais;
- Assegurar a preservação do património mineiro abandonado, desde que tenha relevância significativa;
- Garantir as condições necessárias ao estudo, preservação e valorização de eventuais vestígios arqueológicos, relacionados com a actividade mineira;
- Possibilitar a utilização futura das áreas recuperadas, de acordo com as suas características específicas, nomeadamente uso agrícola ou florestal, promoção turística e cultural, entre outros tipos de aproveitamento que se revelem adequados e convenientes.

A EDM inventariou um total de 175 minas no país, que se distribuem por diferentes grupos propostos pelo IGM, de acordo com os materiais explorados. Assim, a EDM recupera áreas mineiras degradadas consideradas como risco potencial para a saúde humana ou para a preservação do ambiente de acordo com o Artigo 2.º do Deceto-lei n.º 198-A/2001, de 6 de Julho (Borrego, 2008):

- Áreas abandonadas nas zonas de influência de antigas explorações mineiras desactivadas, cujas empresas concessionárias não possam ser responsabilizadas pelas consequências ambientais decorrentes daquela actividade, porque as respectivas concessões já reverteram para o Estado ou porque essas empresas se encontram dissolvidas por falência;
- Áreas de exploração mineira iniciada antes da entrada em vigor do Decreto-Lei n.º 90/90, de 16 de Março e já desactivadas até essa data, independentemente de actuais concessões de exploração para esse fim;
- Áreas de exploração de minerais radioactivos, relativamente às quais seja reconhecido o interesse público da intervenção do Estado, mediante despacho conjunto

dos Ministérios da Economia e do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Entre 2008 e 2013, a EDM definiu 5 graus de intervenção, sendo que o grau 0 corresponde às intervenções prioritárias no âmbito do 3º Quadro Comunitário de Apoio (QCA III), que ainda não foram realizadas. Existe ainda um inventário das situações que justificam intervenções ao nível da segurança (Borrego, 2008).

Uma vez reconhecidos os focos problemáticos, e existindo uma entidade responsável pela concessão destes trabalhos, basta que os mesmos sejam adaptados a cada situação específica e realizados em tempo real. Existe, actualmente, uma maior sensibilidade da população e dos *media* em alertar e denunciar potenciais problemas associados às actividades mineiras, muito embora a preocupação resida quase exclusivamente na Saúde Pública e não tanto nas questões ambientais. Os trabalhos de recuperação vêm sendo anunciados pelas autarquias de todo o país no sentido de acalmar as preocupações sociais e de evidenciar preocupação ambiental. Resta visualizar os resultados reais dos trabalhos de recuperação e a efectiva melhoria da Saúde Pública e/ou do Ambiente dos locais sujeitos a intervenção.

4.5 TERRAMONTE

As minas de Terramonte localizam-se no Concelho de Castelo de Paiva, freguesia da Raiva, aproximadamente a 20 km a SE do Porto. A área mineira localiza-se a 2 km do Rio Douro, na sua margem Sul e é atravessada pela Ribeira da Castanheira (Ferrão, 2005) que desagua a montante da barragem de Crestuma-Lever (cerca de 15Km).

As formações do sector de Terramonte pertencem ao Precâmbrico ou Câmbrico do núcleo do anticlinal de Valongo (Couto, 1993). Os trabalhos mineiros desenvolveram-se em torno do designado Filão de Terramonte: um filão de quartzo, com direcção SW-NE e inclinação de cerca de 80^{O} para NW, com possança variável entre 1 e 12m, e cujo muro apresentava uma zona mineralizada em galena e blenda finamente cristalizadas, de onde se extrairam Pb, Zn e Ag (Koehler, 1966; Couto, 1993).

Os resíduos da exploração do referido filão foram acumulados em três locais distintos: duas escombreira a montante das instalações mineiras e uma escombreira a jusante, no vale da Ribeira da Castanheira, sustentada por dois muros, um dos quais cedeu na década de 80. Os materiais, assim acumulados, foram sendo transportados ao longo da Ribeira até ao Rio Douro, desde essa altura até 2007, ano em que se iniciaram as obras de recuperação da antiga área mineira de Terramonte.

A área envolvente apresenta-se densamente florestada, predominando eucaliptos e pinheiros, muito embora os depósitos aluvionares ao longo da Ribeira da Castanheira estejam desprovidos de vegetação. Apenas nos últimos metros da Ribeira, a cerca de 300m do Rio Douro, se verifica a ocorrência de vegetação ripícola. A aldeia de Raiva é a mais próxima da antiga mina de Terramonte, localizando-se a menos de 1km da mesma. A escombreira era de fácil visualização a partir da Estrada Nacional 222, causando um forte impacte visual negativo devido à sua cor acinzentada e à ausência de revestimento vegetal.

4.5.1 CONSIDERAÇÕES DE ORDEM GEOLÓGICA

De acordo com as zonografias paleogeográfica e tectónica estabelecidas pela Cadeia Hercínica do Maciço Hespérico, Terramonte localiza-se na Zona Centro-Ibérica (Ribeiro, 1979; Couto, 1993). As maiores unidades litológicas na região são rochas metassedimentares, do tipo *flyschoid,* do Precâmbrico e/ou Câmbrico (xistos pelíticos, quartzitos, arenitos, filitos, corneanas e grauvaques), que são incluídas no denominado Complexo Xisto-Grauváquico (Couto, 1993; Freire Ávila, 2005).

As minas localizadas na extensa Zona Centro-Ibérica foram, num passado recente, locais produtores de W, Sn, metais preciosos, Fe, carvão, sulfuretos metálicos e minérios radioactivos. As estruturas geológicas que albergam os minérios, bem como as suas paragéneses minerais são muito variadas. Os sulfuretos são muito comuns e de características ubíquas nas paragéneses dos minerais metálicos (Medeiros, 1964; Santos Oliveira, 2002).

É possível identificar um conjunto de referências, delineadoras das principais assinaturas geoquímicas, com importância ambiental na Zona Centro-Ibérica, associadas aos principais tipos de mineralizações (Figura 4.3) (Santos Oliveira, 2002):

- Minas dominantemente de W (As-Cu-Mo-Pb; acessoriamente com Zn, Cd, Ag, Sb, B), caso da Borralha e de Vale das Gatas;
- Minas dominantemente de Sn (As-Be-Cu; acessoriamente com Zn, Cd, B), caso de Montesinho e de Vale Pião;
- Minas de W-Sn (As-Zn-Cd; acessoriamente com Cu, Ag, P, Sb, B), caso de Regoufe e de Argoselo;
- Minas de Au-Ag (Pb-As-Zn-Cd-Ag; acessoriamente com Sb), caso de Penedono e de Freixeda;

- Minas de Pb-Zn (Pb-Zn-Cd-As-Ag; acessoriamente com Sb, Cu, Ba), caso de Terramonte e de Talhadas;
- Minas de Fe (Fe-P-V-Mn), caso de Moncorvo e Guadramil;
- Minas de carvão (As-Fe; acessoriamente com Zn, V), caso de S. Pedro da Cova e do Pejão.

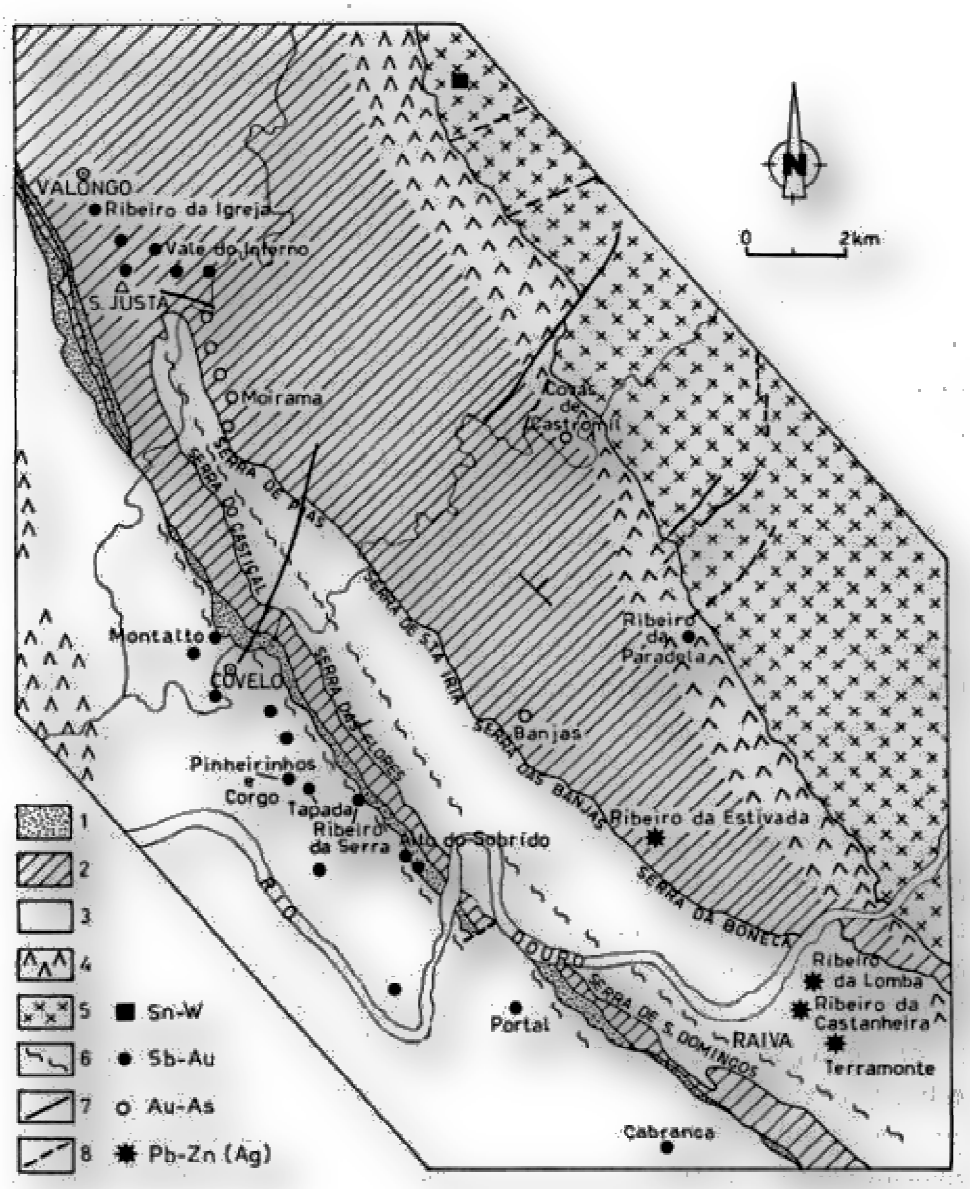


Figura 4.3 Mapa de distribuição dos jazigos de W-Sn, Sb-Au, Au, As e Pb-Zn (Ag) (segundo Couto, 1993). Legenda: 1-Carbonífero; 2-Ordovícico a Devónico; 3-Precâmbrico e/ou Câmbrico; 4-Orla de metamorfismo termal; 5-Granitóides sin-orogénicos biotíticos; 6-Cisalhamento; 7-Falha; 8-Falha suposta.

Na região da Raiva, a sul do Douro, encontram-se filões de ganga quartzosa com sulfuretos de Pb, Zn e Ag, encaixados nas formações do Complexo Xisto-Grauváquico ante-ordovícico, que apresentam orientação geralmente na direcção aproximada NE-SW (Medeiros, 1964; Gaspar, 1967).

Na região de Terramonte identificam-se três tipos distintos de xistos, nomeadamente os xistos de Terramonte, os de Gondarém e os de Serradelo, que se distinguem pelas diferentes características mecânicas, grau de metamorfismo e posição estratigráfica (Figura 4.4) (Koehler, 1966). Os xistos de Terramonte, rocha encaixante da parte explorável do filão, apresentam uma cor preta-esverdeada, com elevada dureza, siliciosos e largamente metamorfizados (Koehler, 1966). Estes xistos formavam um anticlinal com eixo na direcção NW-SE (Koehler, 1966). As características mecânicas destes xistos permitiram que as escavações atingissem dimensões consideráveis (Koehler, 1966).

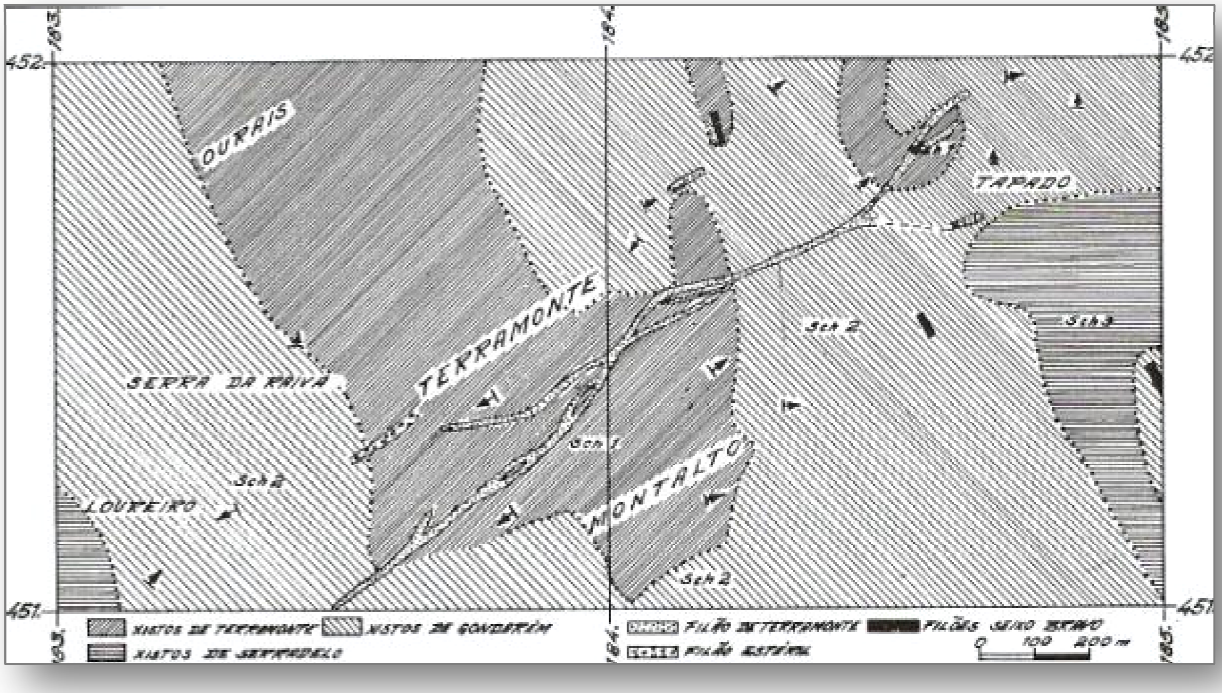


Figura 4.4 Representação esquemática do enquadramento geológico do filão de Terramonte (Koehler, 1966).

Os xistos de Gondarém, de dureza inferior à dos de Terramonte, caracterizam-se pela cor avermelhada, resultado da sua acentuada alteração superficial (Koehler, 1966). Estratigraficamente, encontram-se dispostos de cada lado do anticlinal dos xistos de Terramonte, apresentando dobras de eixos paralelos a ele (Koehler, 1966). Entre o

complexo xistoso Gondarém–Terramonte e os xistos de Serradelo existe uma formação de conglomerados, com calhaus de quartzo rolados e cimento silicioso (Koehler, 1966). Os xistos de Serradelo apresentam caracteristicamente xistosidade mal definida (Koehler, 1966). Tendo em conta a sua posição estratigráfica, os xistos de Serradelo foram datados da base do Silúrico, enquanto os de Gondarém e Terramonte foram inseridos no Pré-Câmbrico (Koehler, 1966).

As mineralizações de Terramonte são hercínicas e sinorogénicas, estando relacionadas com a distribuição espacial de intrusões, especialmente granitóides, introduzidas durante a orogénese hercínica (Ribeiro, 1979) pelo que, o filão de Terramonte, é de origem hidrotermal, plutónico, e estima-se que a sua formação tenha ocorrido a temperaturas na ordem dos 250°-300°C (mesotermal) (Gaspar, 1967; Couto, 1993). Estas mineralizações encontravam-se delimitadas por duas falhas e, a parte do filão explorável, tinha a forma de um trapézio isósceles, com a base menor junto da superfície (Figura 4.5) (Koehler, 1966; Couto, 1993). Estas falhas acompanhavam as zonas de contacto entre os xistos de Terramonte, com características mecânicas favoráveis à formação de fracturas estáveis, e os xistos de Gondarém, onde o filão não apresentava indícios de mineralização (Koehler, 1966).



Figura 4.5 Representação esquemática do corte longitudinal da mina, evidenciando-se a forma de trapézio isósceles da mineralização definido por duas falhas (Koehler, 1966).

Determinou-se um grande número de espécies minerais neste filão, indicando-se por ordem decrescente de frequência (Gaspar, 1967): galena, blenda, jamesonite, bournite, pirargirite, tetraedrite, marcassite, argentite, arsenopirite, pirite, polibasite, miargirite e calcopirite. O estudo da paragénese do jazigo de Terramonte mostrou-se uma tarefa de difícil concretização, quer pela grande quantidade de espécies mineralógicas, quer pelo tamanho diminuto de algumas delas o que compromete a sua identificação pelos meios ópticos (Gaspar, 1967). O conteúdo em Ag deste filão, segundo Gaspar (1967), é devido à presença de diversos sulfossais de Ag, geralmente inclusos ou sob a forma de exsoluções na galena (Gaspar, 1967).

O filão de Terramonte, com uma possança variável de 1 a 12 metros, na direcção SW-NE e uma inclinação média de 80^{O} para NW (Koehler, 1966), era constituído por galena e blenda argentíferas, finamente disseminadas numa ganga de quartzo (Bendayan, 1969) que, por vezes, formava uma brecha com os xistos encaixantes (Koehler, 1966). A mineralização em Pb, Zn e Ag era frequente junto ao muro do filão, sendo cerca de 1 a 2 metros a possança útil mineralizada (Koehler, 1966).

Em 1966 reconheceu-se o comprimento mineralizado de 450m no piso 100 e de 550m no piso 150 (Koehler, 1966). Estes dados foram obtidos por sondagens realizadas pela MITEL – Minas de Terramonte, Lda. até à profundidade de 270m (Koehler, 1966). À data estimaram-se que as reservas totais seriam de 427 000t com 4,16% de Pb; 3,35% de Zn e 224g/t de Ag (Koehler, 1966).

4.5.2 ABORDAGEM HISTÓRICA

Os primeiros trabalhos no filão de Terramonte ter-se-ão desenvolvido, segundo Koehler (1966) e indicações da Circunscrição Mineira, principalmente no final do séc. XIX, entre 1860 e 1890. Entre eles destacam-se, pelas suas dimensões, os trabalhos efectuados nas minas de Gondarém e Terramonte, que atingiram profundidades na ordem dos 50m (Koehler, 1966) (Anexo I).

Só mais tarde, entre 1955 e 1960, a Direcção Geral de Minas, por intermédio do Fomento Mineiro, terá re-avaliado as reais potencialidades do filão anteriormente explorado, na expectativa de retomar a sua exploração (Koehler, 1966). Em Junho de 1960 a sociedade *The Portuguese American Tin C.*^{O} estudou o jazigo de Terramonte, desistindo da possibilidade de o explorar devido às dificuldades que os estudos revelaram na flutuação do minério, resultantes do grau de finura da sua mineralização (Koehler, 1966).

Em Março de 1962, as empresas que mais tarde constituíram a MITEL – Minas de Terramonte, Lda. iniciaram trabalhos de reconhecimento suplementares (Koehler, 1966), com novas sondagens, mais numerosas e profundas e, em Outubro de 1964, decidiram favoravelmente a exploração do filão. Estes trabalhos permitiram definir os teores em Pb, Zn e Ag já enumerados (Koehler, 1966).

A concessão das minas de Terramonte foi então entregue à MITEL – Minas de Terramonte, Lda., uma sociedade de cotas com capital social igualmente repartido por quatro empresas (Koehler, 1966; Ferrão, 2005) (Anexo I): Placer Development, L.^{td}; Compagnie Royale Asturienne des Mines; Noranda Mines, L.^{td} e Vernon F. Taylor Jr.

A 16 de Julho de 1965 a MITEL – Minas de Terramonte, Lda. pediu oficialmente a demarcação do Couto Mineiro (Anexo II), com as sete concessões de Pb-Zn-Ag que abrangiam a totalidade do jazigo e que se estendiam por uma área de mais de 350ha (Koehler, 1966):

→ Nº 213 – Serra de Montalto……..…….49,78ha
→ Nº 382 – Terramonte……..……50,00ha
→ Nº 383 – Ribeiro da Lomba……..50,00ha
→ Nº 1804 – Ribeira da Castanheira……..……50,00ha
→ Nº 1805 – Gardunha……..……..21,85ha
→ Nº 1806 – Serradelo…….55,87ha
→ Nº 1807 – Ourais……..……74,44ha

Após a conclusão dos trabalhos de preparação da mina, a produção iniciou-se a 29 de Novembro de 1965, com inauguração oficial a 12 de Fevereiro de 1966 (Anexo I). A 17 de Abril de 1968 a MITEL – Minas de Terramonte, Lda. pede a inclusão de mais duas áreas na demarcação do Couto Mineiro de Terramonte (Anexo II). O Estado autorizou esta inclusão, permitindo o aproveitamento económico do prolongamento do jazigo a baixo do piso -270 para as áreas pretendidas e, em contrapartida, a MITEL – Minas de Terramonte, Lda. ofereceu a quantia de vinte mil escudos (aproximadamente cem euros) de forma a compensar o Estado pela referida cedência (Anexo II).

O Couto Mineiro de Terramonte é, finalmente, constituído em 1970. Terramonte foi considerada uma das mais importantes minas europeias de extracção de Pb, Zn e Ag entre 1966 e 1972 (Ferrão, 2005).

A 3 de Março de 1973, a MITEL – Minas de Terramonte, Lda. declara "não ser possível continuar a exploração da Mina de Terramonte", devido ao enfraquecimento progressivo da mineralização em profundidade (Anexo III). Reconhecendo a existência de minério suficiente para laboração durante seis meses, a MITEL – Minas de Terramonte

Lda. comunica o encerramento da exploração nos meses de Outubro ou Novembro de 1973 (Anexo III). A 11 de Fevereiro de 1974, o Couto Mineiro de Terramonte foi desmembrado por despacho ministerial.

4.5.3 EXPLORAÇÃO MINEIRA

O grupo MITEL – Minas de Terramonte, Lda., de elevados recursos técnicos e financeiros, dotou as minas de Terramonte de tecnologia de ponta, tornando-as das mais modernas e bem equipadas minas portuguesas da altura (Figura 4.6) (Koehler, 1966) (Anexo I).

Foi construído um edifício destinado à preparação mecânica dos minérios, com uma instalação de britagem e uma lavaria de flutuação (Anexo I). As instalações tinham capacidade para extraír 350 toneladas de minério por dia, trabalhando dois turnos de 6 horas (Anexo I). O método de exploração aplicado era designado por *shrinkage stoping,* com painéis de 50m de altura e 30 ou 60m de comprimento (Figura 4.7) (Koehler, 1966). A lavaria de flutuação tinha capacidade para tratar 10 toneladas de minério por hora, permitindo o tratamento anual de 75.000 toneladas de minério com: 3.200t de concentrados de galena com 70% de Pb e 3.300g/t de Ag, e 3.200t de concentrados de blenda com 50% de Zn e 800g/t de Ag (Anexo I).



Figura 4.6 Vista geral das instalações à superfície da Mina de Terramonte (Koehler, 1966).

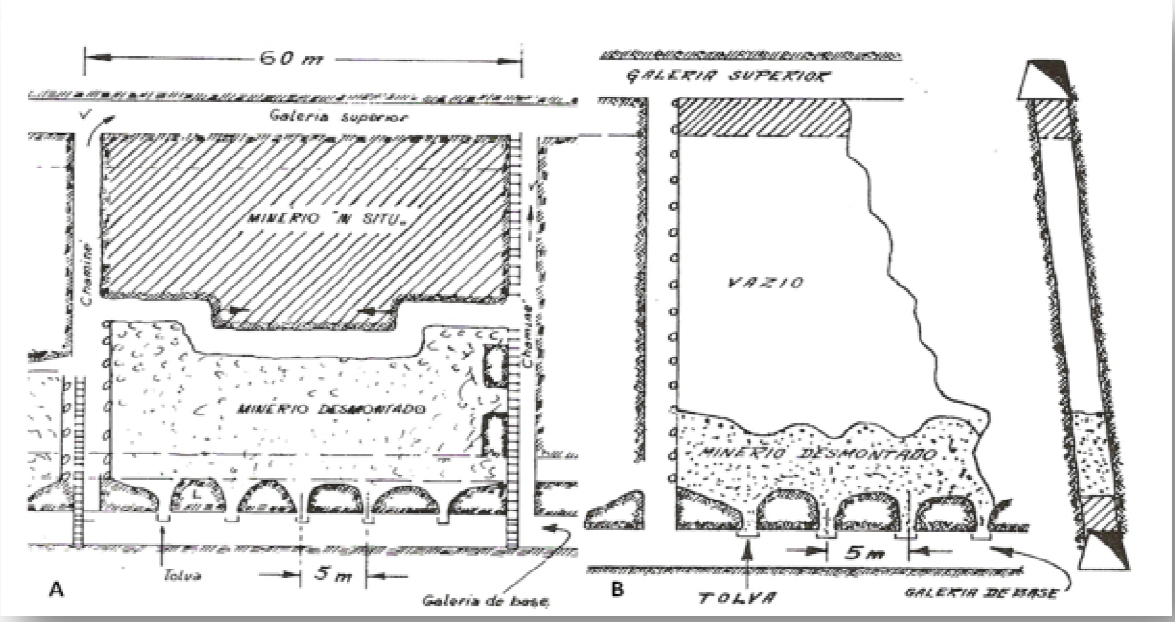


Figura 4.7 Representação esquemática do processo de exploração (Koehler, 1966): **A)** Método de desmonte *shrinkage stoping;* **B)** Esvaziamento das galerias após o desmonte do minério.

A localização das instalações à superfície permitiu, ainda, aproveitar um antigo poço vertical, localizado no tecto do filão e com aproximadamente 50m de profundidade (Koehler, 1966). A empresa concessionária reformou-o e aprofundou-o até aos 210m, utilizando-o como poço de extracção.

A energia eléctrica, necessária às instalações mineiras, era fornecida pela Sociedade Eléctrica Duriense e o ar comprimido era fornecido por uma central construída nas imediações do poço de extracção, com dois compressores *Atlas Copco* (de 250 cv e 125cv), existindo um de reserva (*Ingersoll Rand* de 75cv) (Koehler, 1966) (Anexo I).

Eram necessários 800m^3 de água por dia para o funcionamento das instalações (Koehler, 1966) e as águas da lavaria eram parcialmente reaproveitadas, à razão de 500m^3/dia; o restante volume de água era proveniente da Ribeira de Castanheira durante a estação das chuvas e da estação de bombagem construída no Rio Douro pela empresa concessionária (Koehler, 1966).

A MITEL – Minas de Terramonte Lda. construiu ainda uma via de acesso devidamente asfaltada, numa extensão de 2600m, ligando a mina à Estrada Nacional 222. Foram construídos, preparados e equipados diversos edifícios de apoio à actividade extractiva junto ao poço de extracção: um destinado aos escritórios, armazém e vestiário

com balneário para os trabalhadores; um laboratório de análises e preparação de amostras; e as oficinas (Figura 4.8). A equipa de trabalho era constituída por dois engenheiros, dois técnicos e 200 operários (Koehler, 1966) (Anexo I).

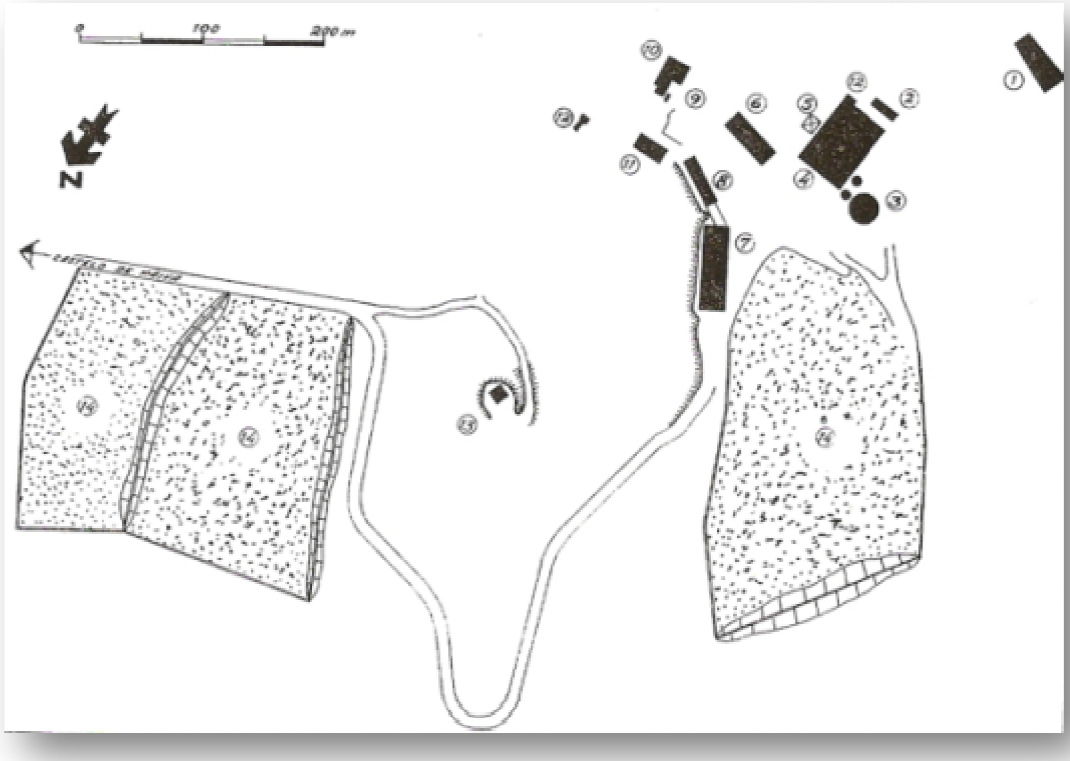


Figura 4.8 Localização das instalações de superfície (Koehler, 1966): 1-Tanque; 2-Armazém de reagentes; 3-Espessadores; 4-Flutuação; 5-Tolva; 6-Oficinas; 7-Escritórios; 8-Laboratório; 9-Poço mestre; 10-Trituração; 11-Casa dos compressores; 12-Postos de transformação; 13-Paiol; 14-Barragem de estéreis.

4.5.3.1 OFICINA DE PREPARAÇÃO MECÂNICA DE MINÉRIO

A oficina de preparação mecânica do minério apresentava duas secções distintas (Koehler, 1966): uma destinada à trituração do minério e que se localizava junto ao poço de extracção; e outra destinada à moagem e à concentração, designada por secção de flutuação (Anexo I).

SECÇÃO DE TRITURAÇÃO DO MINÉRIO

A trituração do minério processava-se por fragmentação clássica, com britagem primária (britador de maxilas) e secundária (britador giratório), em circuito fechado com um crivo (Bendayan, 1969). Na secção de trituração separavam-se, logo à partida, os

materiais com dimensões superiores a 70mm, encaminhando-os para o britador de maxilas (Koehler, 1966). Posteriormente, separavam-se os materiais com dimensões superiores a 16mm e encaminhavam-se para o britador giratório (Koehler, 1966). Os materiais com granulometria inferior a 16mm eram, então, acumulados junto da secção de flutuação (Figura 4.9) (Koehler, 1966).

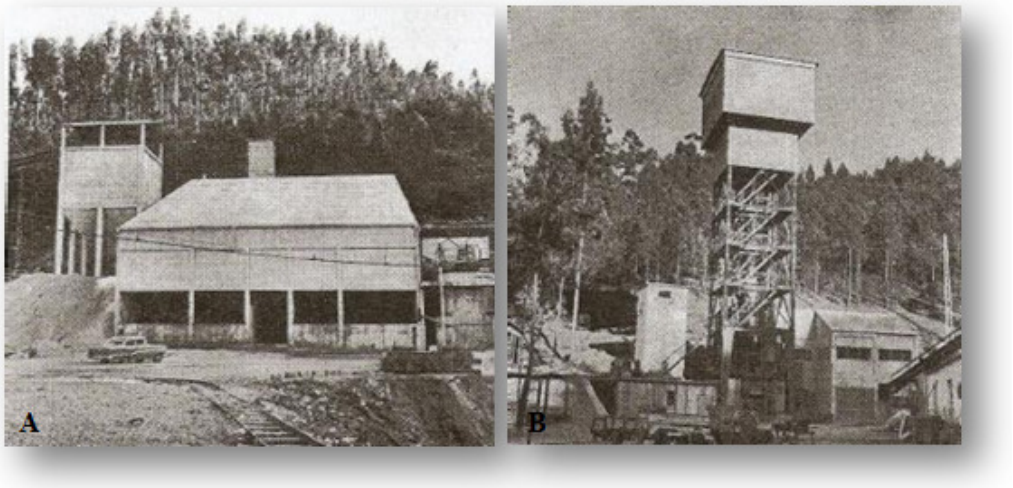


Figura 4.9 Instalações de tratamento de minério. **A)** Armazenamento de minério triturado e edifício da secção de flutuação selectiva; **B)** Extracção com a secção de trituração anexa (Koehler, 1966).

SECÇÃO DE FLUTUAÇÃO

A secção de flutuação, utilizada até ao final do ano de 1966, compreendia um primeiro circuito para a flutuação da galena (e depressão da blenda e da pirite) e um segundo circuito, com activação prévia da blenda (e depressão da pirite), num condicionador (Bendayan, 1969).

No circuito de flutuação da galena utilizavam-se vários reagentes, nomeadamente etilxantato (38g/t); sulfato de zinco (216g/t); cianeto de sódio (171g/t) e óleo de pinho (30g/t); no circuito de flutuação da blenda utilizavam-se sulfato de cobre (770g/t); amilxantato (26g/t) e cal (4.800g/t). Os concentrados primários dos dois circuitos eram seguidamente sujeitos a remoagem em circuitos separados até atingir dimensões inferiores a 40µm e, posteriormente, lavados para dar os concentrados finais (Bendayan, 1969).

Em 1967 o minério deixou de ser exlusivamente sulfurado como até então, e passou a conter uma grande percentagem de óxidos (a proporção de óxidos no Pb total chegou a atingir os 30-50%); o teor em Zn diminuiu sensivelmente e a mineralização tornou-se mais fina, exigindo que a malha de libertação fosse mais apertada. Uma vez

que o processo clássico de flutuação era baseado na afinidade de colectores químicos para sulfuretos (xantatos), foi necessário adaptar estes processos aos novos materiais encontrados (Bendayan, 1969).

Este minério, com diferentes características,foi identificado como cerussite (solúvel em acetato de amónio). O método utilizado para a sua recuperação consistiu na sulfuração prévia com sulfureto de sódio (1.500g/t), silicato de sódio (1.000g/t) e amilxantato (40g/t). As maiores dificuldades prenderam-se com o grau extremamente fino da mineralização entre o Pb e a blenda, a pirite e a ganga, tornando-se muito difícil uma recuperação satisfatória do Pb com um teor razoável no concentrado (Bendayan, 1969).

De modo a solucionar estas adversidades e aumentar o rendimento das extracções, adicionou-se mais um condicionador ao segundo circuito de flutuação, tornando mais eficaz a sulfuração da cerussite; e quatro células suplementares de modo a aumentar o tempo de flutuação da cerussite (mais lenta que a galena). Esta adaptação permitiu recuperar cerca de 75% de Pb (Bendayan, 1969).

Os resíduos detríticos, antes de serem depositados nas barragens, passavam por um espessador de modo a recuperar a água excedente. Os concentrados finais de galena e blenda eram também encaminhados para espessadores, onde passavam por um filtro com cinco discos (Figura 4.10): dois destinados ao Pb e três destinados ao Zn (Koehler, 1966).

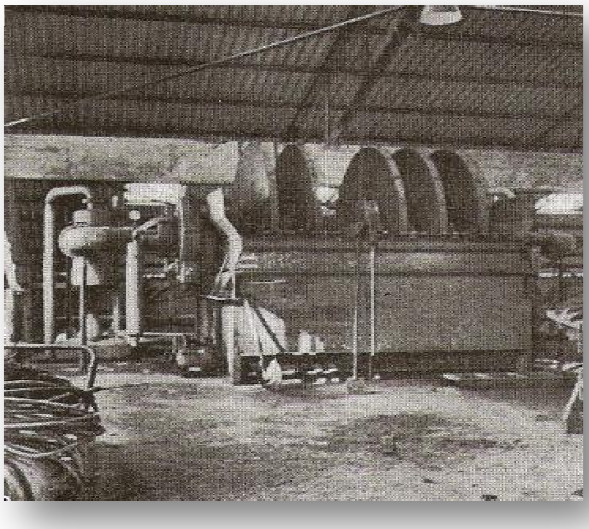


Figura 4.10 Sistema de filtração dos concentrados (Koehler, 1966).

INSTALAÇÃO DE SECAGEM

Devido ao grau extremamente fino de mineralização e, consequentemente, ao grau de moagem muito elevado, a granulometria dos concentrados era tão fina que, após filtração, mantinham um elevado grau de humidade (12-14%), excessivo para o seu

transporte. De modo a solucionar este problema, no final de 1967 construiu-se uma instalação de secagem, com um queimador a diesel, onde os concentrados eram colocados 2 a 3h, verificando-se uma redução da humidade na ordem dos 5-7% (Bendayan, 1969).

BARRAGEM DE REJEITADOS

Existiam três bacias de deposição de estéreis ou barragens (Figura 4.11) (Koehler, 1966): duas delas localizavam-se a cotas superiores à do espessador de estéreis, sendo os estéreis transportados por bombagem e, por sua vez, a barragem a cota inferior era utilizada para a deposição descontínua de estéreis uma vez que, devido à grande inclinação do terreno, o engenheiro responsável considerava importante que a sua consolidação se fizesse por etapas.



Figura 4.11 Barragem de estéreis onde é possível visualizar acumulações de água (Koehler, 1966).

Devido à granulometria muito fina dos materiais resultantes da moagem, foi dada particular atenção à construção das barragens de esteréis, de modo a evitar "catástrofes como as ocorridas no estrangeiro e (…) entre nós" (Bendayan, 1969; Baker, 2003). Inicialmente estas barragens foram construídas pelo método clássico, "a montante" (Figura 4.12-A) (Bendayan, 1969): os esteréis eram conduzidos por tubos até à barragem, depositando-se os grossos no bordo e os finos no centro, onde ficavam a decantar; as águas resultantes eram drenadas por chaminés e condutas construídas para o efeito. À medida que a quantidade de grossos se ia elevando, os tubos iam sendo

deslocados para o centro, formando deste modo os respectivos degraus (Figura 4.13) (Bendayan, 1969).

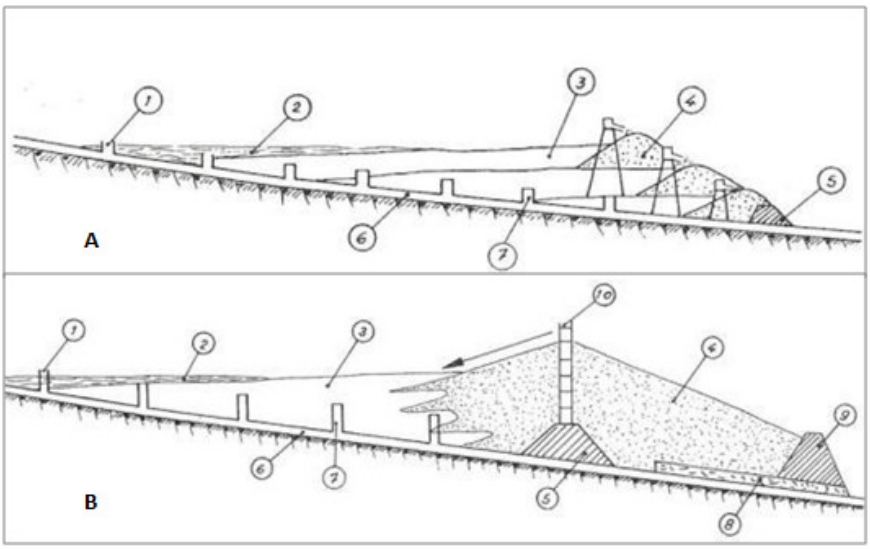


Figura 4.12 Comparação entre uma barragem construída pelo método a "montante" e uma barragem construída pelo método a "jusante". **A)** Barragem a "montante"; **B)** Barragem a "jusante" (Koehler, 1966). 1-Chaminé de esgoto em serviço; 2-Água limpa decantada; 3-Lamas sedimentadas; 4-Areias grossas – Muro de suporte; 5-Talude artifícial de início; 6-Conduta de manilhas para esgoto; 7-Chaminés fora de serviço; 8-Pedra seca funcionando como dreno artifícial; 9-Talude artifícial da barragem; 10-Cavalete de suporte do ciclone.



Figura 4.13 Degraus da barragem construída a "montante", com evidências de estragos causados pelas chuvas (Bendayan, 1969).

Em Novembro de 1967 iniciou-se uma barragem do tipo “a jusante” (Figura 4.12-B) (Bendayan, 1969): tratava-se de uma técnica recentemente aplicada pela Sociedade Mineira Peñarroya numa mina no Chile e numa outra em França. Consistia na separação inicial dos estéreis num ciclone e a posterior colocação dos grossos a formar o talude dos grossos; à medida que este talude ia crescendo, o ciclone ia subindo na vertical e o talude dos grossos estendia-se para o exterior da barragem (Bendayan, 1969). Os finos eram depositados no centro da barragem de modo a decantar (Figura 4.14); as águas resultantes eram drenadas por chaminés e condutas construídas para o efeito (Bendayan, 1969). A grande vantagem deste novo método tratava-se do facto do muro de suporte se estender sempre para o exterior e nunca assentar sobre as lamas já depositadas (Figura 4.15) (Bendayan, 1969).

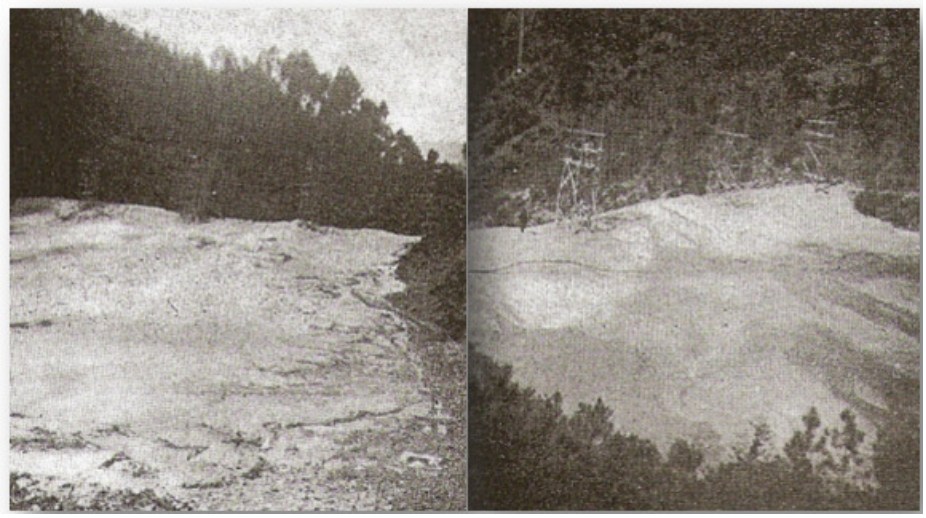


Figura 4.14 Local de decantação das lamas, visualizando-se na última a crista do talude com os cavaletes que sustentam os ciclones (a presença de um homem em cima da crista do talude fornece a escala) (Bendayan, 1969).

No caso particular de Terramonte, o muro de suporte foi construído com partículas de tamanho superior a 80µm; as partículas mais pequenas foram depositadas no centro da barragem, juntamente com as lamas (Bendayan, 1969). As análises granulométricas dos esteréis, efectuadas em amostras diárias durante um período de dois meses, evidenciaram que 60% dos rejeitados apresentavam dimensões superiores a 80µm, pelo que seriam utilizados na construção do muro de suporte, enquanto 40% iria para o centro da barragem (Bendayan, 1969).

O talude de suporte foi construído numa vala situada a jusante da lavaria da mina. Procederam-se inicialmente a trabalhos de terraplanagem, de modo a retirar todo o solo,

permitindo que o talude de grossos assentasse directamente sobre a rocha. Posteriormente colocou-se uma camada de pedras secas destinadas a servir de dreno; construíram-se dois taludes artificiais com 2m de altura que indicavam a posição inicial e a final para o muro de suporte da barragem; colocaram-se drenos e ligaram-se ao exterior por intermédio de chaminés. Nas partes laterais das valas fizeram-se valetas para desviar as águas pluviais, de modo que estas não atingissem a barragem (Bendayan, 1969).

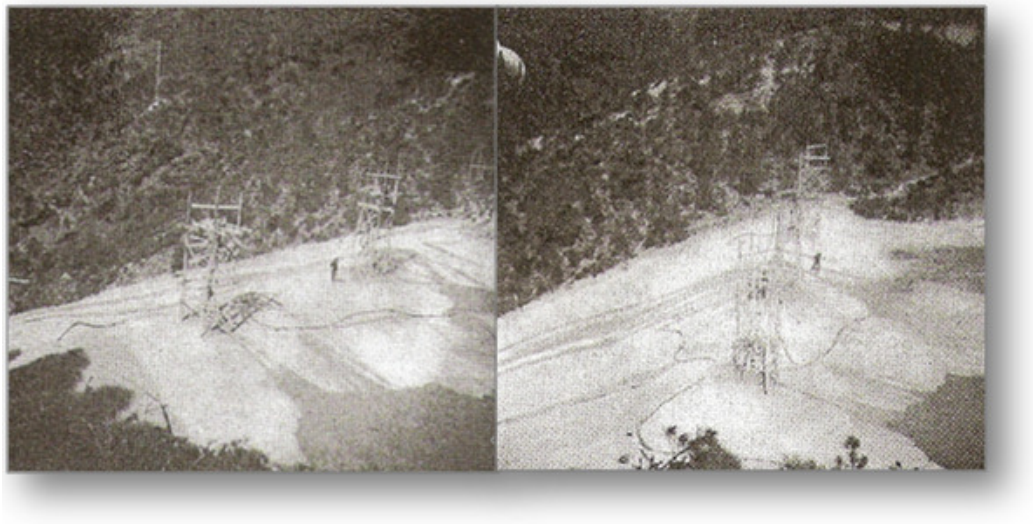


Figura 4.15 Vista geral do muro de suporte da escombreira; pendente natural do talude (a presença de um homem em cima da crista do talude fornece a escala) (Bendayan, 1969).

Avaliações efectuadas a esta barragem de esteréis (Figura 4.16) no decorrer de 1968 evidenciaram várias vantagens, das quais foram destacadas as seguintes (Bendayan, 1969):

- A parte de grossos que ia para o interior da barragem impedia que as lamas sedimentadas exercessem qualquer pressão sobre os taludes;
- O material constituinte do talude secava rapidamente, apresentando muita coesão e homogeneidade;
- A pendente do talude bastante constante (aproximadamente 28^{o}) apresentava grande estabilidade e equilíbrio natural.

A coesão e homogeneidade dos materiais conferiam ao talude elevada resistência à erosão, apesar de se registarem “chuvas muito violentas” na região de Terramonte, distanciando-se positivamente das barragens construídas pelo método clássico (Bendayan, 1969). De acordo com Bendayan (1969), engenheiro responsável da

MITEL, a estrutura da barragem era vigiada e controlada 24h por dia, efectuavam-se medições de granulometria diariamente e levantamentos topográficos bianuais, de modo a controlar a configuração geral da barragem e do seu declive.

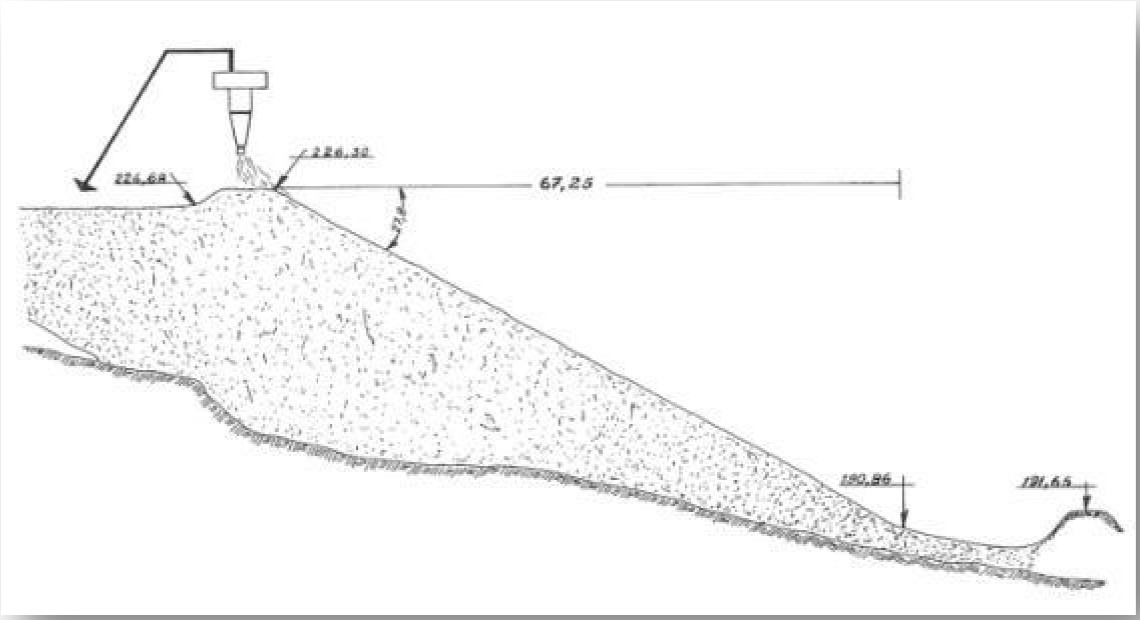


Figura 4.16 Configuração da barragem conforme o levantamento feito em Janeiro de 1968 (Bendayan, 1969).

4.5.4 O ABANDONO DA ACTIVIDADE EXTRACTIVA

A 25 de Abril de 1973, numa carta ao Secretário de Estado da Indústria, a MITEL – Minas de Terramonte Lda. faz referência à carta nº 45.384/DP datada de 3 de Março de 1973, dirigida à Circunscrição Mineira do Norte e onde declara "não ser possível continuar a exploração da Mina de Terramonte", devido ao enfraquecimento progressivo da mineralização em profundidade. Esta diminuição dos teores, associada às despesas de lavra, relacionadas com os salários e os custos dos materiais, não permitiam, segundo a MITEL, uma exploração económica, enumerando uma perda de 2 803 contos (cerca de 14 000€) e 2 513 contos (cerca de 12 500€) nos anos de 1971 e 1972, respectivamente. Segundo os estudos efectuados, em Março de 1973, as reservas de minério da mina rondavam as 41 000 toneladas, pelo que a MITEL previa serem exploradas num período de seis meses. Neste sentido, a MITEL – Minas de Terramonte Lda. comunica o encerramento da exploração nos meses de Outubro ou Novembro de 1973 e requer ao

Secretário de Estado da Indústria autorização para desmontar e retirar todo o equipamento fixo instalado na mina de Terramonte (Anexo III).

Na sequência do pedido de encerramento, a 13 de Abril de 1973 o Engenheiro de Minas Fernando Nascimento da Fonseca, representante da Circunscrição Mineira do Norte, visitou o Couto Mineiro de Terramonte de modo a definir os trabalhos de segurança a impor aquando do abandono da mina (Anexo IV). A conclusão desta visita, comunicada ao Engenheiro Chefe da Circunscrição Mineira do Norte por carta redigida a 16 de Abril de 1973, foi a de que os trabalhos a impor eram insignificantes (Anexo IV). Não foi detectado perigo de desabamento generalizado da mina, pelo que não seria necessário vedar a zona. Por outro lado, considerou-se não haver risco de arrastamento em "quantidades significativas" dos materiais da escombreira, uma vez que esta estava a ficar consolidada e as águas das encostas e da Ribeira da Castanheira estavam desviadas por canais construídos, existindo quatro chaminés de drenagem. A preferência demonstrada no referido documento, ia de encontro à drenagem das águas pelos canais exteriores já existentes e considerados suficientes e bem dimensionados. Uma vez que todas as aberturas da mina estavam aparentemente aluídas, estas não foram consideradas um perigo, remetendo a sua avaliação para uma posterior visita. Foi dada indicação para o Poço Mestre ser vedado com uma parede, deixando na base uma abertura para a passagem de águas (Anexo IV).

A escombreira de Terramonte, estabelecida sobre a Ribeira da Castanheira, deixou de receber estéreis a partir de Julho de 1973, acumulando várias centenas de milhares de toneladas de estéreis muito finos (Anexo V). A granulometria muito fina dos resíduos dificultou a constituição da barragem de estéreis, devido à possibilidade de ruptura da barragem ou mesmo de colapso da escombreira. O Eng. Nascimento refere que o sistema estabelecido permitiu o funcionamento eficaz da escombreira, não se tendo verificado, até à data em questão, possibilidades de ocorrência dos riscos anteriormente citados. Da visita feita por Nascimento, em Março de 1975 e documentada por fotografias, concluiu-se da necessidade de se efectuar uma peritagem, em colaboração com o Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), de modo a diagnosticar o real estado de consolidação da escombreira. No entanto, e apesar de se verificar a existência de águas que não foram drenadas pelos cachimbos, alguns dos quais obstruídos e outros destruídos (Figura 4.17), o Eng. Nascimento concluiu da potencial consolidação dos primeiros metros da escombreira (Anexo V).

O talude da frente da escombreira não apresentava, segundo o mesmo, alterações visíveis no seu perfil, apesar de referir a existência de sulcos resultantes da

erosão e perfeitamente identificáveis nas fotografias tiradas à data (Figura 4.18). Foram identificados sais na escombreira, utilizados no processamento de minério, nomeadamente etilxantato, amilxantato, sulfato de zinco, sulfato de cobre, sulfato de sódio e cianeto de sódio, que não foram quantificados. As obras de desvio das águas que correm pelas encostas não se encontravam bem conservadas. Consideraram que o proprietário do terreno deveria ser avisado da necessidade de conservar os cachimbos em bom estado, assim como os desvios de água de cima da escombreira (Anexo V).



Figura 4.17 Área de deposição dos finos, onde é visível água acumulada, por falta de escoamento dos cachimbos (Anexo V).

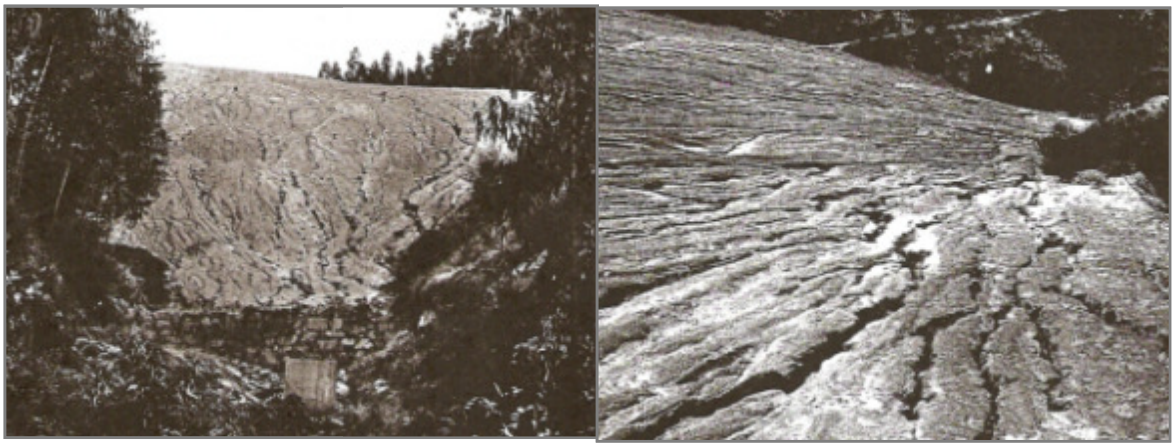


Figura 4.18 Vistas do talude da frente da escombreira com sulcos resultantes da erosão (Anexo V).

A 9 de Maio de 1975, o Eng. Nascimento voltou a Terramonte para inspeccionar a escombreira. O resultado desta visita foi comunicado ao Engenheiro Chefe da Circunscrição Mineira do Norte por carta datada de 12 de Maio de 1975 (Anexo VI). Neste documento, refere-se que o leito de drenagem estabelecido funciona; por outro

lado, embora a zona de decantação se encontre seca, a manilha central que recolhia a água de todos os cachimbos apresentava um razoável caudal de água, uma vez que a maioria dos cachimbos apresentava sinais de vandalismo. Se estes pontos fossem corrigidos, verificar-se-ia a compactação dos estéreis dado que, a inutilização dos cachimbos, impossibilitava o rápido escoamento das águas pluviais, retardando os processos de compactação. Nesta mesma visita, verificou-se que o paramento da frente da escombreira era constituído por materiais bem consolidados (Figura 4.19). Concluíu-se que, com base no mau estado de conservação dos cachimbos, no facto das obras de desvio das águas pluviais estarem descuradas e no crescente grau de impermeabilização de toda a escombreira, não se podia excluir a hipótese de algumas águas pluviais alcançarem níveis perigosos na antiga área de decantação, defendendo a necessidade de uma peritagem a esta escombreira (Figura 4.20) (Anexo VI).



Figura 4.19 Aspecto das drenagens no fundo da escombreira (Anexo VI).

A 4 de Setembro de 1975 a escombreira de Terramonte foi, novamente, sujeita a inspecção para avaliar os efeitos da longa estiagem verificada por essa altura (Figura 4.21) (Anexo VII). A escombreira apresentava-se bem consolidada, o paramento da frente apresentava pendores aceitáveis e não foram identificados indícios da existência de massas liquefeitas no seu interior. A drenagem da escombreira foi considerada aceitável, admitindo que no fundo nasciam águas, que a atravessavam, saindo pela manilha de esgoto no fundo da escombreira, e pelo sopé do muro de suporte construído sob o leito da Ribeira da Castanheira.

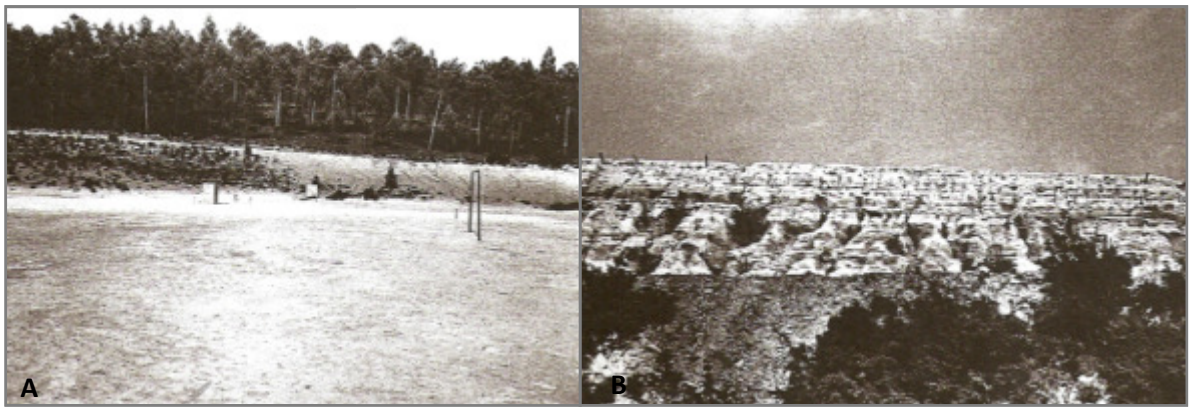


Figura 4.20 Escombreira principal de Terramonte. **A)** Aspecto da superfície da escombreira estabelecida segundo o método *upstream* (escombreira abandonada há mais de oito anos); **B)** Aspecto do paramento da frente da referida escombreira (Anexo VI).

Os depósitos ferruginosos, deixados por estas águas, permitiu-lhe concluir da possibilidade da maior parte delas atravessar as areias das escombreiras. Uma vez que só no cachimbo mais a montante foi visível água no fundo, o Eng. Nascimento concluiu que o nível hidrostático deveria ser muito baixo. A escombreira apresentava por esta altura poucos sinais superficiais de desagregação e, portanto, com poucos sinais de erosão eólica, apesar de num local do bordo serem referenciados sinais nítidos da mesma (Figura 4.22). Na parte mais a montante da área de deposição havia um local em que a superfície estava desagregada, como se fosse areia fina (Anexo VII).

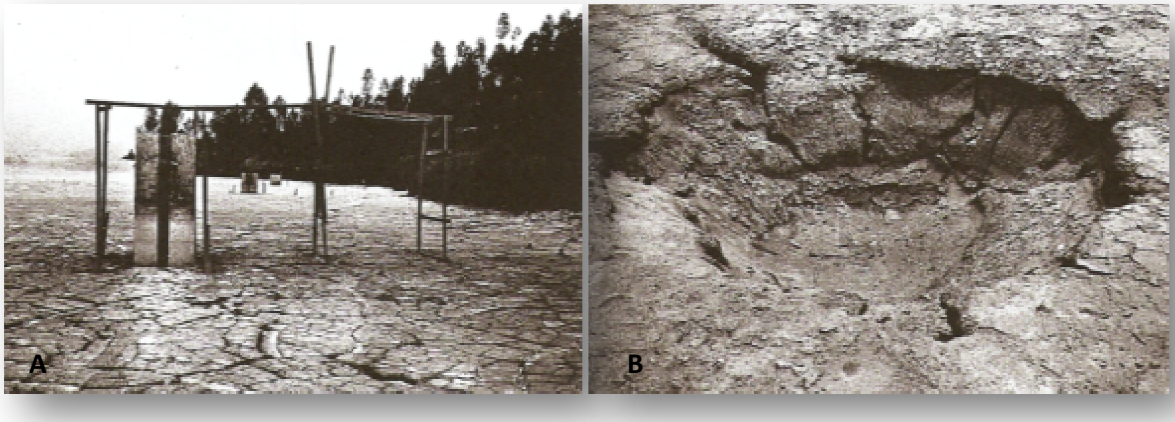


Figura 4.21 Pormenores dos cachimbos e da escombreia principal. **A)** Fotografia das fendas de dessecação observadas no topo da escombreira; **B)** Abatimento da escombreira (Anexo VII).

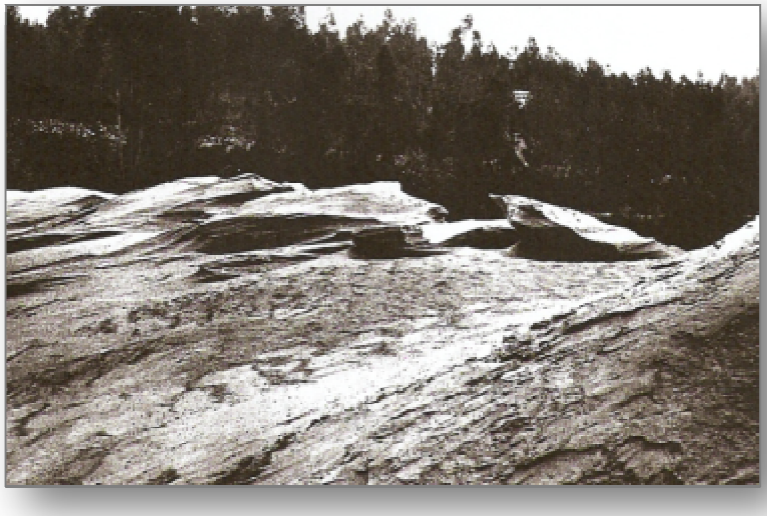


Figura 4.22 Efeitos da erosão eólica no bordo da escombreira (Anexo VII).

Não existem referências a peritagens posteriores a Setembro de 1975. No entanto, na década de oitenta ocorreu a queda do segundo muro de suporte na escombreira a "jusante". O material foi arrastado ao longo da enconta, chegando a obstruir a Estrada Nacinal 222.

4.5.5 OS TRABALHOS DE REABILITAÇÃO

São vários os levantamentos dos passivos mineiros nacionais que consideraram Terramonte como uma mina de intervenção prioritária (Santos Oliveira, 2002) (Figura 4.23). Neste sentido, foi desenvolvido um projecto de recuperação ambiental para a antiga área mineira de Terramonte, com período de intervenção previsto entre 2005-2008 (EDM).

O concurso público para a empreitada de recuperação ambiental da área mineira de Terramonte – 1ª fase, foi publicitado em Diário da República a 26 de Abril de 2007 (Diário da República, 2ª Série – Nº 81 – 26 de Abril de 2007). Do objecto de concurso constavam a execução dos órgãos de drenagem, terraplanagens e reperfilamento da escombreira e a construção dos acessos à obra. Este projecto foi financiado por fundos europeus, através do Programa Operacional da Região Norte e, o valor da empreitada, para efeito do concurso, foi de 268.910,00 euros.

O concurso público, para a empreitada de recuperação ambiental da área mineira de Terramonte – 2ª fase, foi publicitado em Diário da República a 17 de Outubro de 2007 (Diário da República, 2ª Série – Nº 200 – 17 de Outubro de 2007). Do objecto de concurso constavam o saneamento dos depósitos, reperfilamento da escombreira (E2) e

execução do sistema de cobertura, execução de trabalhos de drenagem e integração paisagística. Este projecto foi financiado por fundos europeus, através do Programa Operacional da Região Norte.



Figura 4.23 Área mineira de Terramonte. **A)** Vista geral da escombreira E1; **B)** Ruínas das antigas instalações da lavaria de Terramonte (Fonte: www.edm.pt/html/proj_terramonte.htm)

As intervenções efectuadas, que constam do site da EDM são:

1. No que se refere às escombreiras procedeu-se ao reperfilamento/modelagem da configuração das duas escombreiras (E1 e E2) (Figura 4.24) e ao saneamento dos seus resíduos. As escombreiras foram confinadas, seladas e impermeabilizadas e construíram-se muros de protecção.
2. No que diz respeito às águas superficiais, construíram-se valas perimetrais e um sistema de drenagem superficial e sub-superficial (Figura 4.25). Esteve colocada a hipótese da construção de *wetlands* na Ribeira da Castanheira, no entanto na visita ao local constatou-se que tal não sucedeu.
3. No âmbito da renaturalização e recuperação paisagística procedeu-se à cobertura com terra vegetal e a posterior revegetação (Figura 4.26).

Um funcionário da EDM, presente nas obras de recuperação da área mineira de Terramonte, estima terem enterrado cerca de 12.000m^3 de resíduos da principal escombreira, contrariamente aos 19.000 m^3 previstos (informação não oficial). Segundo o site da EDM, o período de intervenção decorreu entre 2005 e 2008 e encontra-se actualmente concluído.



Figura 4.24 Vista geral dos trabalhos desenvolvidos na escombreira E1 (Fonte: www.edm.pt/html/proj_terramonte.htm).

No entanto, todos os materiais arrastados após a queda do muro de sustentação na década de oitenta encontram-se, actualmente, ao longo da Ribeira de Castanheira, como foi possível constatar nas vistas efectuadas ao local. Desta forma, constituem uma fonte de contaminação difusa e que não tem previsto nenhum plano de contenção, ou mesmo estudo da influência ambiental.



Figura 4.25 Evolução dos trabalhos de abertura e execução de uma vala para drenagem pluvial nas ruínas das antigas instalações (Fonte: www.edm.pt/html/proj_terramonte.htm).



Figura 4.26 Aspecto final da escombreira E1 recuperada, onde é possível visualizar a sementeira em nascimento e as valetas para a drenagem das águas pluviais em torno da mesma (Fonte: www.edm.pt/html/proj_terramonte.htm).

5. MATERIAL E MÉTODOS

Foram amostrados sedimentos e águas ao longo da Ribeira da Castanheira, assim como solos na antiga área mineira de Terramonte, com o objectvo de avaliar a dispersão de contaminantes metálicos resultantes das actividades exploratórias desenvolvidas no passado. A escolha dos elementos a serem analisados deveu-se ao tipo de depósitos e minérios explorados, bem como à sua relevância ecológica.

5.1 ÁREA EM ESTUDO

Para a elaboração do presente trabalho procedeu-se à recolha e análise de elementos bibliográficos sobre a área em estudo, destacando-se as cartas topográficas 1:25 000 (cartas 145 e 146) e a carta geológica 1:50 000 (folha 13B – Castelo de Paiva). Ambas foram de extrema importância na planificação e concretização dos trabalhos no local.

A mina de Terramonte localiza-se no concelho de Castelo de Paiva, freguesia da Raiva, à altitude aproximada de 265m (Latitude-41^{O}02'12.28''N; Longitude-8^{O}19'52.22''W) (http://earth.google.com). A principal barragem de estéreis foi construída no vale da Ribeira da Castanheira, que desagua no Rio Douro à altitude de 25m (Latitude-41^{O}02'12.28''N; Longitude-8^{O}19'52.22''W) (http://earth.google.com) (Figura 5.1).



Figura 5.1 Fotografia aérea da área mineira de Terramonte onde é possível vizualizar as antigas instalações (M), as duas escombreiras (E1 e E2) e o leque aluvial (L) na confluência da Ribeira da Castanheira (marcada a vermelho) com o Rio Douro (Maio de 2004) (adaptado de http://earth.google.com).

5.2 AMOSTRAGENS

Com auxílio das cartas topográficas e geológicas, assim como de fotografia aérea do local, definiram-se inicialmente os locais de amostragem dos sedimentos (Figura 5.2). Após o reconhecimento do local, definiram-se os locais de amostragem das águas (Figura 5.3) e dos solos (Figura 5.6).

5.2.1 SEDIMENTOS

Em Setembro de 2008 recolheram-se sedimentos do leito da Ribeira da Castanheira. A amostragem foi efectuada de 100 em 100m, considerando como ponto de partida (Amostra 0m) o local na Ribeira sob a ponte da Estrada Nacional 222, em direcção a jusante (Figura 5.2). Recolheu-se, aproximadamente, 1kg de sedimento em cada local de amostragem, com o auxílio de uma pá, limpa entre cada recolha, que foi acondicionado no interior de sacos de polietileno, devidamente identificados.



Figura 5.2 Locais de amostragem de sedimentos ao longo da Ribeira da Castanheira (adaptado de http://earth.google.com).

5.2.2 ÁGUAS

Recolheram-se águas ao longo da Ribeira da Castanheira, em três captações de água existentes ao longo do percurso (duas minas horizontais e um poço vertical), numa escorrência da rocha e numa mina de uma quinta nas imediações das antigas explorações (Figura 5.3). A amostra de referência das águas de superfície foi recolhida no Ribeiro das Fontaínhas, enquanto a água recolhida na quinta foi utilizada como referência para as águas de profundidade.



Figura 5.3 Locais de amostragem das águas: a vermelho estão assinaladas as amostragens de águas de superfície (efectuadas na Ribeira da Castanheira e a amostra R – água de superfície de referência – efectuada no Ribeiro das Fontaínhas) e, a azul, as amostragens realizadas em minas encontradas ao longo do percurso. A "Mina R" corresponde a uma mina numa quinta, nas imediações da antiga área mineira e "Mina P" corresponde a uma escorrência numa vertente (adaptado de http://earth.google.com).

Utilizaram-se frascos limpos de polietileno, devidamente identificados, para armazenar e transportar as águas (Figura 5.4). As águas da Ribeira da Castanheira e da escorrência da rocha foram recolhidas directamente; no entanto, para amostrar as águas no poço vertical foi necessário utilizar um amostrador de águas, devido à profundidade a que se encontravam (Figura 5.5-A).



Figura 5.4 Recolha e identificação de amostra de água da Ribeira da Castanheira.



Figura 5.5 Amostragem de águas. **A)** Recolha de água do poço vertical com auxílio de um amostrador de águas; **B)** Medição do pH e condutividade *in situ* numa das amostras de água.

Durante as recolhas das águas determinou-se *in situ* o pH e a condutividade (Figura 5.5-B) das águas amostradas, com recurso a um aparelho portátil multiparamétrico da *Hanna Instruments* (modelo HI 98129), calibrado de acordo com as indicações do fabricante.

5.2.3 SOLOS

Depois do reconhecimento do percurso e de se identificarem antigos solos de cultivo nas margens da Ribeira da Castanheira, recolheram-se amostras nestes locais para análises químicas. Os solos S1 e S2, correpondentes a antigas áreas de cultivo abandonadas, encontram-se a uma cota superior à da Ribeira da Castanheira, enquanto o Solo R foi recolhido num terreno de uma quinta no acesso à confluência da Ribeira com o Rio Douro (Figura 5.6). Retirou-se a cobertura vegetal e recolheu-se aproximadamente 1 kg de solo em cada local, entre os 10 e os 20cm de profundidade, com o auxílio de uma pá limpa, para sacos de polietileno devidamente identificados (Figura 5.7).



Figura 5.6 Locais de amostragem dos solos: a rosa estão assinaladas as amostragens efectuadas em antigos solos de cultivo nas margens da Ribeira da Castanheira. O "Solo R" foi recolhido nos terrenos de uma quinta nas imediações da antiga área mineira. Os pontos assinalados a vermelho funcionam como pontos de localização (adaptado de http://earth.google.com).

5.3 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS

Uma vez no laboratório, os sedimentos foram dispostos em tabuleiros e colocados na estufa (da marca *Carbolite*), a 40-50ºC, até ficarem completamente secos. Depois de secos, separou-se a fracção do material com dimensões inferiores a 63µm, utilizando o peneiro nº 230 da W.S.Tyler (de acordo com a ASTM Sieve Chart and Tyler Equivalents).



Figura 5.7 Amostragem de solo, após a retirada da cobertura vegetal, nas margens da Ribeira da Castanheira.

5.4 DIFRACÇÃO DE RAIO-X

Analisou-se por difracção de raios-X (DRX) a fracção de dimensões inferiores a 63µm. Quando necessário, as amostras foram reduzidas a pó (Método do Pó) (Borges, 1996) recorrendo a um almofariz de ágata. Posteriormente foram colocadas uma a uma no porta-amostra devidamente limpo com álcool. Depois de levemente compactadas de modo a impedir a sua movimentação ou perda de amostra durante a análise, colocou-se o porta-amostras no difractómetro de Raios-X (Miniflex da marca Rigaku) (Figura 5.8). Os difractogramas foram obtidos a partir de 2θ, num intervalo de medida de 0 a 70^{o} e um tempo de contagem de 10 segundos.

Posteriormente analizaram-se os colóides das amostras por DRX. Para tal, realizou-se a dispersão das amostras em água para separar as partículas mais finas. Após um período de agitação e repouso, decantou-se a água com o material suspenso para um tabuleiro. Colocaram-se os tabuleiros na estufa de modo a evaporar toda a água, e ficarmos apenas com a fracção sólida que ficou suspensa na coluna de água. Esta fracção foi em seguida analisada por DRX.



Figura 5.8 Difractómetro de raio-X utilizado na análise das amostras de sedimentos: Miniflex da marca Rigaku, equipado com radiação CuKα (λ=0,1504), que funciona a 30kv e 15mA à temperatura ambiente.

5.5 ENSAIOS DE LIXIVIAÇÃO

Com a fracção mais fina dos sedimentos realizaram-se ensaios de lixiviação, mergulhando-se 200g da fracção de sedimentos, de dimensões inferiores a 63µm, em 500ml de água destilada num frasco de polietileno. Os sedimentos permaneceram durante 72h imersos, e foram agitados uma vez em cada 12h. De seguida filtrou-se a água e enviou-se para análise química para determinar o conteúdo de Pb, Zn e As, assim como o pH e a condutividade.

5.6 ANÁLISES QUÍMICAS

As análises químicas dos sedimentos, das águas e eluatos, e dos solos foram realizadas nos laboratórios da Clinaqua. A análise do As e do Pb foi processada de

acordo com o *Standard method* 3113-B, enquanto a análise do Zn foi processada de acordo com o o *Standard method* 3111-B. A amostra é preparada utilizando um procedimento de digestão apropriado e, posteriormente, analisada por espectrometria de absorção atómica (AAS). A determinação do pH foi efectuada de acordo com o *Standard Method* 4500H+ e a determinação da condutividade foi efectuada de acordo com a norma ISO 7888. As amostras sólidas (sedimentos e solos) sofrem digestão prévia por microondas, segundo o método EPA 3051 (EPA). As concentrações de cada metal foram determinadas de acordo com o método 3030-D (EPA).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As actividades antropogénicas, em particular a industria mineira, contribuem largamente para o enriquecimento local, regional e global dos fluxos de vários metais. Os impactes causados por minas abandonadas são particularmente preocupantes devido ao vazio legal que, durante muitos anos, dominou o sector. Na ausência de trabalhos de recuperação e contenção de resíduos, ocorre dispersão de contaminantes, metálicos e não metálicos, que pode estender-se por centenas de quilómetros. A monitorização é um pré-requisito imprescindível na avaliação do estado do Ambiente (Bjerkeng, 2003).

Os contaminantes, nomeadamente os elementos metálicos, devem ser sujeitos a monitorização devido aos sérios danos que podem causar nos vários ecossitemas. Neste campo, as análises químicas dos sedimentos, das águas e dos solos dão um importante contributo, apesar de serem insuficientes para a correcta avaliação das consequências ambientais da dispersão de contaminantes, nomeadamente de elementos metálicos.

Os fenómenos de dispersão conduzem ao aumento das concentrações de elementos metálicos nos sedimentos, águas de superfície e subterrâneas e solos, provocando sérios danos nos ecossistemas (Gosar, 2004). As águas desempenham um importante papel na dispersão dos contaminantes, permitindo a sua remobilização e transporte por longas distâncias (ANZECC, 2000). Por sua vez, fenómenos como inundações e ventos fortes, permitem que os contaminantes atingam os solos, exercendo os seus efeitos nestes compartimentos ambientais (ANZECC, 2000). A concentração, por sua vez, condiciona a biodisponibilidade e consequente toxicidade, assim como a mobilidade e a reactividade dos elementos metálicos com outros componentes presentes no meio (Kim, 2003; Jung, 2008).

O presente trabalho baseou-se, inicialmente, nos sedimentos da Ribeira da Castanheira e, a partir daí, partiu-se para o estudo das águas de superfície e subterrâneas, e dos solos na antiga área mineira de Terramonte. Avaliaram-se as concentrações de elementos metálicos e parâmetros como o pH e a condutividade. Os resultados obtidos são comparados com outros trabalhos, realizados em contextos mineiros e com valores considerados *guidelines* para os elementos em análise, permitindo aferir o real estado de contaminação dos sedimentos, águas e solos de Terramonte.

A metodologia seleccionada pretendeu abarcar os vários compartimentos ambientais, de modo a determinar quer a eventual dispersão de contaminantes metálicos, quer a interrelação entre os diferentes compartimentos. Pretendia-se, deste modo,

possibilitar o cruzamento de dados com origens distintas e determinar a dispersão de contaminantes com origem na actividade mineira outrora desenvolvida em Terramonte.

A análise dos materiais recolhidos, na antiga área mineira de Terramonte, e os resultados obtidos permitiram delinear o estado de contaminação do local, assim como a dispersão dos contaminantes metálicos nesta área geográfica. O estudo dos sedimentos, águas e solos foi efectuado com o intuito de abranger os diversos meios, identificando eventuais relações entre os diferentes compartimentos ambientais e eventuais alvos de toxicidade.

O confinamento da principal escombreira de Terramonte, estabelecida no vale da Ribeira da Castanheira, é um importante contributo para a resolução deste passivo ambiental (Santos Oliveira, 2002; Borrego, 2008). No entanto, os resultados analíticos demonstram que esta intervenção, por si só, se torna insuficiente para a total resolução do problema.

6.1 DIFRACÇÃO DE RAIOS-X

A caracterização de uma amostra de sedimentos passa inicialmente pela identificação dos seus componentes cristalinos. Um dos métodos mais utilizados na determinação da composição mineralógica qualitativa a partir da fracção mais fina dos sedimentos é a difracção de raios-X (DRX) (Moon, 2006).

A DRX baseia-se na difracção de raios-X pelos cristais, que ocorre sempre que uma onda electromagnética encontra um conjunto de objectos dispostos com uma determinada periodicidade (Borges, 1996). Os dados da DRX são organizados em difractogramas, compostos por picos de difracção com posições características, medidas na escala horizontal, e intensidades relativas também características, medidas na escala vertical (Figura 6.1). A posição dos diferentes picos está, portanto, relacionada com o ângulo de incidência do feixe de raios-X sobre o material em estudo e com as características estruturais do mesmo. A análise baseia-se no facto de diferentes materiais, possuirem diferentes arranjos espaciais de átomos e iões e a interacção com a radiação incidente resultar numa assinatura muito própria (Borges, 1996) uma vez que, cada composto, apresenta um padrão de difracção característico descrito na literatura, permitindo associar cada pico ao seu composto.

As principais vantagens desta técnica prendem-se com o facto de não exigir uma grande quantidade de amostra, nem uma preparação demasiado elaborada (Borges, 1996). Por outro lado, é uma técnica aplicável a variadas áreas do conhecimento, não se restringindo às Ciências da Terra e da Vida (Borges, 1996).

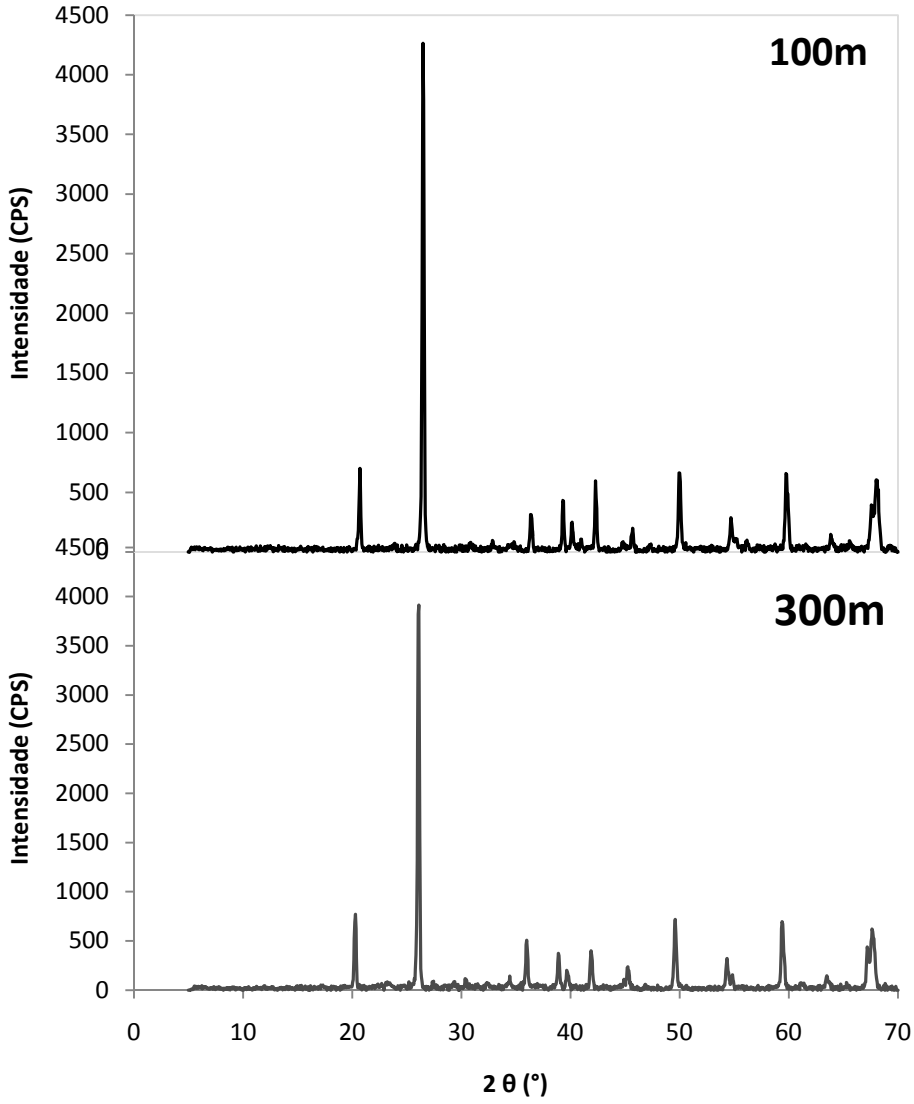


Figura 6.1 Difractogramas de raios-X das amostras 100m e 300m. Picos correspondentes ao quartzo.

Como é possível constatar pelos difractogramas das amostras 100m e 300m (Figura 6.1), os picos obtido são muito semelhantes nas 16 amostras em causa. Em todas as leituras, os picos evidenciados correspondem ao quartzo. Na expectativa de obter resultados mais conclusivos aplicou-se a mesma técnica aos materiais suspensos numa coluna de água e, posteriormente, secos na estufa. Estes materiais, de granulometria particularmente fina, passaram ainda pelo almofariz de ágata de modo a uniformizar quaisquer irregularidades nas dimensões das partículas. No entanto, os difractogramas obtidos foram concordantes e muito semelhantes aos anteriores, não permitindo retirar mais conclusões acerca da composição mineralógica das amostras, ou

da presença de outros compostos em que pudessem estar iões metálicos em resultado das explorações mineiras.

6.2 ANÁLISES QUÍMICAS DOS SEDIMENTOS

O objectivo da realização de análises químicas prende-se com a determinação da presença de componentes poluentes nos sedimentos, permitindo avaliar o potencial risco de contaminação dos cursos de água, em função das suas concentrações. No entanto, as análises químicas não identificam todos os contaminantes presentes nos sedimentos. Os contaminantes analisados são designados pelo autor do trabalho, o que limita grandemente as potencialidades deste género de análises.

As análises químicas dos sedimentos recolhidos no leito da Ribeira da Castanheira procuraram identificar a presença e determinar as concentrações de alguns elementos tóxicos. A selecção dos elementos tóxicos a analisar, na ausência de dados conclusivos na DRX, foi efectuada com base no tipo de minério explorado na antiga área mineira de Terramonte e em função dos níveis de toxicidade descrito na literatura. Seleccionaram-se os seguintes elementos: Sb, As, Cd, Cr, Pb, Zn. O Pb e o Zn por terem sido, juntamente com a Ag, os alvos principais da exploração mineira. O Sb por ser um elemento muito frequente noutras explorações mineiras, da província mineira dúrico-beirã. O As, Cd e Cr pelas suas características, em termos de toxicidade e, também, pelo facto de, muitas vezes, ocorrerem sob a forma de sulfuretos polimetálicos, associados aos elementos principais desta exploração mineira.

Dado o elevado número de amostras recolhidas no local, seleccionaram-se seis delas para análise química aos elementos anteriormente indicados, cujos resultados se encontram devidamente organizados na Tabela 6.I. É possível verificar, pelos dados da Tabela 6.I e pela análise do gráfico da Figura 6.2, que ao longo do percurso na Ribeira de Terramonte, de montante para jusante, as concentrações dos elementos metálicos seleccionados são oscilantes.

O Pb e o Zn são os elementos que apresentam concentrações mais elevadas em todas as amostras, seguidos do As. O Cr é o elemento metálico cujas concentrações determinadas apresentam os valores mais baixos, seguido do Sb e do Cd. Esta análise mais abrangente permitiu direccionar os trabalhos futuros para os três elementos metálicos mais abundantes nos sedimentos. A amostra com concentração mais elevada dos elementos metálicos em análise é a de 1200m, enquanto que, a que apresenta menor concentração de elementos metálicos é a de 300m. No entanto os valores obtidos nas seis amostras são muito semelhantes entre si.

Tabela 6.I. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos presentes em seis amostras de sedimentos recolhidas no leito da Ribeira da Castanheira.

	Concentração de elementos metálicos (mg/kg)					
Amostras	*Sb*	*As*	*Cd*	*Cr*	*Pb*	*Zn*
300m	42	712	28	12	2765	2347
500m	45	915	57	11	5101	3426
700m	92	899	61	9	2710	4044
1000m	54	520	90	18	2837	5000
1200m	192	2188	56	8	8890	4456
1500m	86	610	85	7	3767	3948

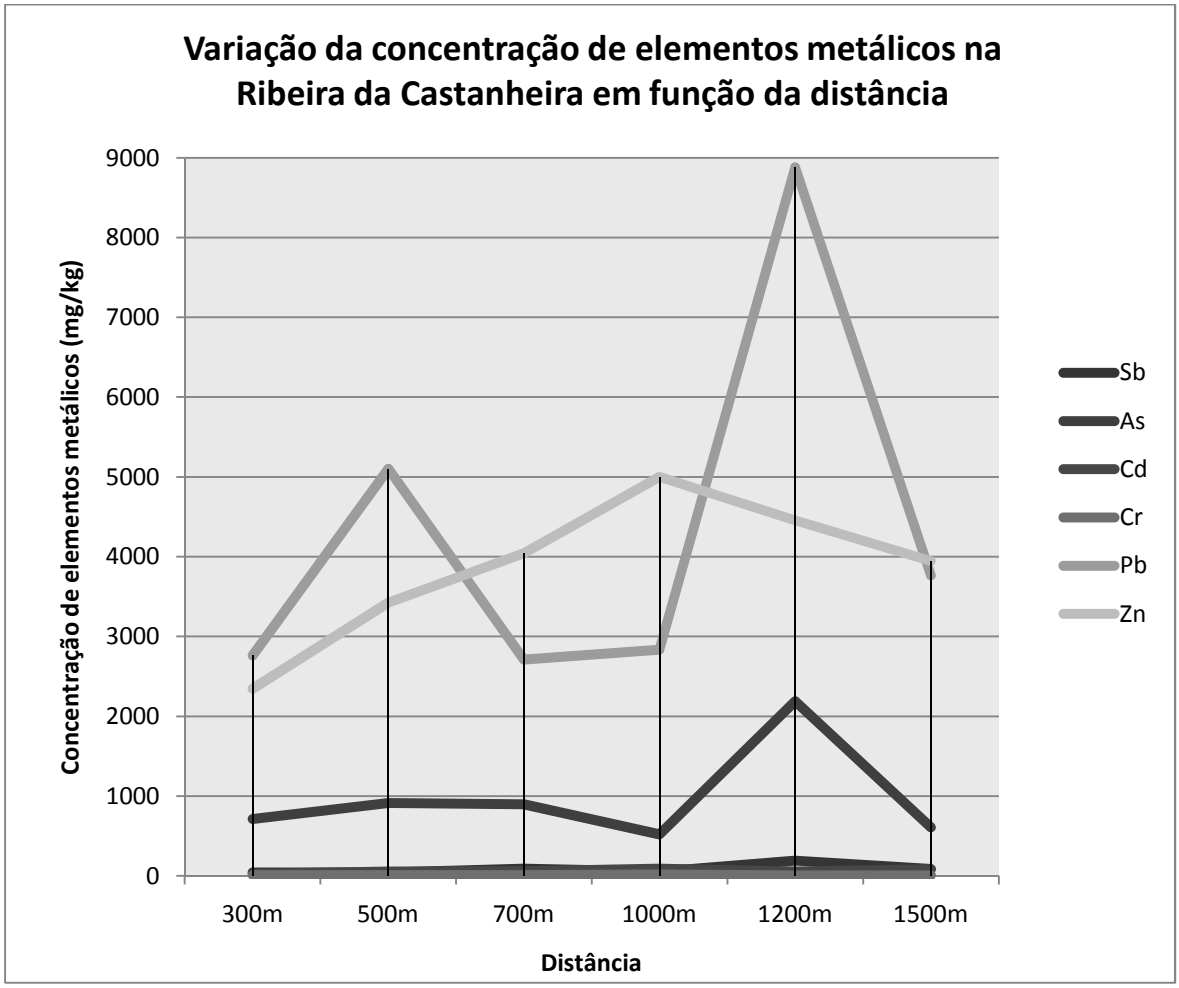


Figura 6.2 Gráfico referente à variação da concentração dos elementos metálicos (mg/kg) em sedimentos da Ribeira da Castanheira, em função do local em que foram amostrados.

Os sedimentos aquáticos resultam directamente de fenómenos de erosão verificados à superfície terrestre e atingem os corpos de água por escorrência ou arrastamento, sedimentando numa fase posterior (Bervoets, 1999; ANZECC, 2000). As propriedades físicas dos sedimentos, como a granulometria e a densidade, são parâmetros de extrema importância nos processos de transporte e sedimentação uma vez que, os sedimentos são uma mistura heterogénea de partículas com dimensões variáveis.

Paralelamente, as descargas urbanas, industriais e de actividades mineiras são potenciais fontes de materiais particulados que podem juntar-se aos sedimentos dos sistemas aquáticos. A elevada superfície de contacto das partículas com dimensões inferiores a 63µm (silte e argila) facilitam a adsorção dos contaminantes (Bervoets, 1999). Os sedimentos constituem, portanto, uma importante fonte de contaminantes para os sistemas aquáticos, apresentado-se como um dos principais riscos para estes ecossistemas (Bervoets, 1999; ANZECC, 2000; von der Heyden, 2004).

Os metais, compostos orgânicos e nutrientes, podem encontrar-se suspensos ou dissolvidos nas águas, ou ainda depositados juntamente com os sedimentos de origem natural, em função das condições físico-químicas do meio (Blasco, 2000). A transferência de contaminantes metálicos dos sedimentos para as águas interticiais e superficiais é mediada por processos químicos e biológicos (ANZECC, 2000; Blasco, 2000; von der Heyden, 2004). A sua difusão para a coluna de água ocorre quando as concentrações nas águas intersticiais excedem as da água sobrejacente (ANZECC, 2000). Por esta razão, diversas entidades, como a ANZECC e a USEPA, têm-se mostrado interessadas no estudo e na regulamentação da qualidade dos sedimentos (Bervoets, 1999).

Neste sentido, realizaram-se análises químicas aos sedimentos da Ribeira da Castanheira e determinaram-se as concentrações de seis elementos metálicos, escolhidos com base nas características do jazigo de Terramonte e na toxicidade dos próprios elementos: Sb, As, Cd, Cr, Pb e Zn. Na Tabela 6.II apresentam-se as concentrações médias (mg/kg) com o respectivo desvio padrão (SD) e as concentrações minímas (Min) e máximas (Máx) obtidas para cada elemento. Nas análises químicas dos sedimentos da Ribeira da Castanheira utilizou-se a fracção com granulometria inferior a 63µm, uma vez que vários trabalhos envolvendo contaminantes metálicos, de origem natural ou antropogénica, mostraram que estes se associam preferencialmente às partículas dos sedimentos com granulometria mais fina (Mlayah, 2009). Por outro lado, o material com estas dimensões é mais facilmente remobilizado e transportado, pelo que será o melhor veículo de dispersão dos contaminantes metálicos pela Ribeira (Mlayah, 2009).

Tabela 6.II. Concentrações (mg/kg) dos elementos metálicos em sedimentos recolhidos na Ribeira da Castanheira (*n*=6): média e desvio padrão (SD) das concentrações; Min – concentração mínima obtida; Máx – concentração máxima obtida; Mediana.

Elementos metálicos	*Sb*	*As*	*Cd*	*Cr*	*Pb*	*Zn*
Média ± SD	85 ± 57	974 ± 615	63 ± 23	11 ± 4	4345 ± 2409	4175 ± 589
Min	53,5	519,7	27,6	8,1	2710,4	2346,7
Máx	192,4	2187,9	89,6	17,5	8889,8	5000,0
Mediana	69,6	805,3	58,8	9,9	3301,8	4044,1

Por vezes torna-se difícil distinguir as contaminações naturais das de origem antropogénica, assim como as de origens pontuais (esgotos, efluentes industriais) dos inputs difusos (deposição atmosférica, escorrências terrestres). As actividades de extracção e processamento de metais produzem quantidades significativas de resíduos sólidos e líquidos, cujas características os tornam de fácil difusão e particularmente nocivos para o Ambiente (Gosar, 2004). Uma das maiores preocupações prende-se com a disposição e armazenamento destes resíduos, tipicamente compostos por materiais de granulometria muito fina e efluentes líquidos, que contêm elementos metálicos e químicos utilizados no processamento dos minérios.

Os rejeitados da mina de Terramonte são constituídos por materiais de granulometrias muito finas devido às características da mineralização. Bendayan (1969), estimou que, 40% dos rejeitados apresentavam dimensões inferiores a 80µm. Devido ao grau de finura, estes materiais eram facilmente remobilizados e transportados por ventos e águas.

De uma primeira análise aos resultados obtidos, verifica-se que as concentrações dos elementos metálicos nos sedimentos não diminuem ao longo da Ribeira da Castanheira como seria de esperar (Figura 6.2): verifica-se uma oscilação das concentrações, atingindo-se as concentrações mais elevadas aos 1200m a jusante da escombreira. São vários os factores que condicionam a diminuição das concentrações de elementos metálicos para jusante das fontes de contaminação (Hudson-Edwards, 1999; Pulford, 2009). Estas alterações podem verificar-se ao nível das concentrações totais dos metais nos sedimentos (efeitos de diluição, triagem hidráulica, acumulações em planícies aluviais, dissolução ou *uptake* biológico), ou da especiação dos metais (co-precipitação com outras fases reactivas como minerais de argila e matéria orgânica, alterações na mineralogia dos minérios de metais pesados).

O Pb e o Zn foram os elementos com concentrações mais elevadas, seguido dos As. As concentrações de Pb e Zn estão de acordo com o esperado, uma vez que a exploração mineira tinha como alvo principal estes elementos metálicos, juntamente com a Ag. As igualmente elevadas concentrações de As, também seriam expectáveis, dado que se trata de um elemento químico regularmente presente nas fases minerais em que ocorre quer o Pb, quer o Zn.

Cappuyns *et al.* (2007) estudaram as concentrações de Pb, Zn e Cd nos sedimentos do Rio Geul, que atravessa o distrito mineiro de Plombières-La Calamine, no Leste da Bélgica, onde se explorou, até ao início do séc. XX, Pb e Zn (Tabela 6.III). Nos estudos realizados aos sedimentos do rio verificou-se uma clara diminuição das concentrações totais de Zn, Pb e Cd à medida que o local de amostragem se afastava das escombreiras. A erosão das acumulações dos sedimentos ao longo do Rio Geul e a própria hidrodinâmica funcionam como fontes secundárias de poluição, remobilizando os elementos metálicos (Cappuyns, 2006). Contrariamente ao concluído por Cappuyns *et al.* (2006), as concentrações dos elementos metálicos na Ribeira da Castanheira não diminuem à medida que os locais de amostragem se afastam da antiga escombreira, o que se associa aos grandes volumes de escombros encontrados ao longo da ribeira (Figura 6.3).

Tabela 6.III. Concentrações (mg/kg) de As, Cd, Pb e Zn de sedimentos recolhidos no Rio Geul, Bélgica (*n*=100): média e desvio padrão (SD) das concentrações; Min – concentração mínima obtida; Máx – concentração máxima obtida (adaptado de Cappuyns *et al.,* 2006).

Elementos metálicos	*As*	*Cd*	*Pb*	*Zn*
Média ± SD	23 ± 25	7 ± 8	1302 ± 1722	3858 ± 3413
Min	4	0,1	38	279
Máx	121	37	6530	13.171

As acumulações, presentes, aproximadamente, aos 400m, 850m, 1200m e 1400m para jusante da escombreira inicial, parecem ter um importante contributo no *input* de contaminantes metálicos para os sedimentos da Ribeira da Castanheira. A principal escombreira de Terramonte foi estabelecida no vale da Ribeira da Castanheira, sustentada por dois muros construídos para o efeito. Este tipo de estruturas, altamente vulneráveis às inundações e aos fenómenos erosivos, são a causa directa de acidentes de grandes proporções, como o verificado em 1998 em Aznalcóllar, Espanha (Macklin,

2006). Nos anos oitenta, um dos muros de sustentação da escombreira de Terramonte cedeu e um grande volume de materiais residuais foi arrastado pelo vale. Embora a envergadura dos danos não seja comparável à dos ocorridos em Aznalcóllar, devido ao menor volume de materiais envolvidos, a circulação rodoviária da Estrada Nacional 222 foi interrompida pelo galgamento dos materiais, requerendo a intervenção das entidades competentes para o retomar da circulação.



Figura 6.3 Acumulações de rejeitados mineiros na Ribeira da Castanheira, 400m para jusante da escombreira. É visível o grande volume de materiais instáveis e as águas da Ribeira da Castanheira, com uma coloração laranja, que os atravessa.

O que distingue a falha de uma barragem de estéreis de descargas intencionais, sejam elas urbanas ou industriais, são os grandes volumes de resíduos líquidos e de lamas colocados em simultâneo nos sistemas fluviais, e cujas consequências são de extrema gravidade (Macklin, 2006). Os efeitos a longo prazo dependem essencialmente da quantidade, da qualidade (concentração dos elementos contaminantes) e da taxa a que são descarregados nos sistemas fluviais, assim como da eficiência dos trabalhos de limpeza/recuperação, se estes forem realizados (Macklin, 2006).

Os materiais resultantes do incidente de Terramonte permaneceram no vale da Ribeira da Castanheira, pelo que foram, ao longo dos anos, sujeitos ao transporte por acção das águas e ventos. Os sedimentos recolhidos da Ribeira da Castanheira tratam-se claramente de materiais estéreis que, a determinado ponto do transporte, se depositaram no leito até a corrente voltar a ter energia suficiente para os remobilizar.

Os trabalhos de recuperação, desenvolvidos pela EDM, visaram exclusivamente os materiais presentes no local onde estava estabelecida a principal escombreira. Os materiais que foram transportados, após o acidente e resultado de fenómenos erosivos, e

que se acumularam ao longo de 1500m da Ribeira da Castanheira, não foram objecto de intervenção e não se perspectiva que o venham a ser num futuro próximo, uma vez que os trabalhos de recuperação da antiga área mineira de Terramonte foram dados como concluídos. Deste modo, e apesar dos fortes impactes positivos resultantes do confinamento dos materiais que ainda restavam da principal escombreira, a intervenção realizada é claramente insuficiente, devido ao contributo dos grandes volumes de escombro para o *input* de elementos metálicos e outros compostos químicos que este estudo não abrangeu.

No caso de Terramonte analisaram-se os mesmos elementos que Cappuyns *et al.* (2006) mais Sb e Cr e, nos elementos em comum, os valores obtidos para os sedimentos da Ribeira da Castanheira são superiores aos verificados nos sedimentos do Rio Geul. O Rio Geul apresenta um caudal muito superior ao da Ribeira da Castanheira, o que pode explicar as diferenças nas concentrações dos elementos metálicos por potenciais fenómenos de diluição e pela maior carga de sedimentos que este pode transportar. Cappuyns *et al.* (2006) sugerem que: i) se proceda à contenção das águas de escorrência das escombreiras da área mineira de Plombieres-La Calamine para o Rio Geul e, ii) se estude a influência das alterações das condições ambientais na mobilidade dos metais presentes nos sedimentos.

Kwong *et al.* (1997) verificaram que ocorrem diferenças sazonais nas concentrações dos elementos metálicos relacionadas com o seu armazenamento temporário em minerais secundários solúveis, formados durante as estações secas. Seria importante avaliar a influência das diferenças sazonais devido à granulometria dos materiais presentes e às características climatéricas do local (elevada pluviosidade e grandes amplitudes térmicas). As primeiras chuvas remobilizam os elementos armazenados nos minerais secundários, causando picos nas suas concentrações, pelo que seria pertinente avaliar a potencial formação destes minerais na antiga área mineira de Terramonte.

Os trabalhos desenvolvidos por Milenkovic *et al.* (2005) pretenderam determinar o grau de poluição dos sedimentos por metais pesados em vários pontos do Rio Danúbio, a montante e a jusante da maior barragem hidroeléctrica do referido rio, a de Iron Gate, localizada em Djerdap Gorge, na Sérvia-Montenegro. Nesta zona, densamente povoada e industrializada (Milenkovic, 2005), determinaram-se as concentrações de vários metais (Tabela 6.IV) que foram comparadas com os valores obtidos à vinte anos atrás. As grandes concentrações detectadas são coincidentes com locais onde, actualmente, se verifica a diminuição da corrente, resultado da construção da barragem, ocorrendo maior sedimentação (Milenkovic, 2005). Do referido trabalho foi possível concluir que os *inputs*

de metais pesados, que resultam dos efluentes industriais e urbanos, sucedem a montante de Iron Gate e contribuem seriamente para o aumento das concentrações de elementos metálicos nos sedimentos nos últimos vinte anos (Milenkovic, 2005).

Comparando os valores obtidos nos sedimentos de Terramonte (Tabela 6.I) com os valores obtidos por Milenkovic *et al.* (2005), é possível verificar que estes últimos apresentam concentrações muito inferiores às obtidas no presente estudo, perfeitamente justificáveis pelos volumes de água transportados pelo Danúbio que aumentam os efeitos de diluição. Quando são libertados nos ecossistemas aquáticos, os contaminantes podem associar-se ou adsorver-se às partículas. Dependendo da morfologia e das condições hidrológicas dos rios, as partículas suspensas com contaminantes associados, podem ser transportadas ao longo do curso de água e, depositando-se, fazer parte dos sedimentos dos leitos dos rios, muitos quilómetros a jusante da sua origem (Milenkovic, 2005).

Tabela 6.IV. Concentrações (mg/kg) dos elementos metálicos analisados nos sedimentos do Rio Danúbio (adaptado de Milenkovic, 2005).

	Concentrações de elementos metálicos (mg/kg)							
Locais	*Hg*	*As*	*Ni*	*Zn*	*Cu*	*Cr*	*Pb*	*Cd*
Smederevo	0,2	5,1	46,8	219,1	23,9	51,8	19,4	4,0
Ram	0,3	14,7	116,4	328,4	36,8	112,5	40,9	2,8
Veliko Gradiste	0,3	12,7	99,9	389,5	41,0	105,9	40,9	3,2
Donji Milanovac	0,2	3,2	69,9	285,7	45,3	68,0	25,8	3,8
Tekija	0,2	9,2	74,5	307,8	57,6	93,3	43,6	3,0
Kladovo	0.2	3,2	59,2	197,5	31,6	71,1	28,0	2,1
Radujevac	<0,06	1,0	23,7	49,40	17,8	30,6	2,9	2,9

O impacte ambiental da construção de uma barragem inclui, entre outros parâmetros, a alteração do regime hidrológico das águas superficiais e subterrâneas e a alteração do regime de sedimentação (balanço natural entre os processos erosivo e sedimentar) (Milenkovic, 2005). Tal como no estudo de Milenkovic *et al.* (2005), as maiores concentrações de metais ocorrem em locais onde a força da corrente da ribeira diminui, coincidindo com os locais onde ocorrem as grandes acumulações de escombros (Figura 6.3). Como o fluxo de águas é muito reduzido e, no pico da estação seca fica frequentemente sem caudal, o volume de sedimentos transportados na Ribeira da Castanheira é também reduzido, assim como os fenómenos de diluição, que apenas se fazem sentir na sua confluência com o Rio Douro.

As interacções do biota com os sedimentos ocorre em vários níveis tróficos. Os processos microbianos inflenciam o potencial de oxidação-redução e o pH dos sedimentos, alterando significativamente a biodisponibilidade de metais associados a eles (ANZECC, 2000). A ANZECC (2000) considera que uma das principais vias de exposição, dos organismos bentónicos, aos contaminantes presentes em sedimentos envolve as águas intersticiais. Por outro lado, a exposição pode ocorrer também por ingestão de partículas de sedimentos e contacto dérmico (ANZECC, 2000).

A concentração de elementos metálicos nos sedimentos não se encontra regulamentada pela CE. A Holanda, o Canadá e a Austrália-Nova Zelândia têm uma longa tradição legislativa nesta área (Milenkovic, 2005), tendo desenvolvido critérios e regulamentação no que diz respeito à qualidade de sedimentos, que são utilizados por vários autores na avaliação da qualidade destes materiais, na ausência de legislação do próprio país.

Os resultados obtidos nos sedimentos de Terramonte foram comparados com os previstos na legislação holandesa, publicada pelo *Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment*. As *guidelines* holandesas (Tabela 6.V) estão especificadas em termos de valor-alvo e de concentração máxima permitida (ANZECC, 2000; Milenkovic, 2005). O valor-alvo é fixado na concentração negligenciável, habitualmente 1/100 da concentração máxima permitida ou do NOEL (ANZECC, 2000). Se a concentração negligenciável for inferior à concentração do *background* natural, então o valor-alvo é fixado neste nível (ANZECC, 2000). A concentração máxima permitida é aquela acima da qual existe uma séria situação de poluição. No entanto, as recomendações sublinham a importância de outros parâmetros dos sedimentos (ANZECC, 2000).

Comparando as concentrações determinadas nos sedimentos da Ribeira da Castanheira, com os valores estabelecidos nas *guidelines* holandesas, verifica-se que todos os elementos, à excepção do Cr, ultrapassam as concentrações máximas permitidas, evidenciando um cenário de séria poluição (ANZECC, 2000). A concentração mínima de Sb obtida foi de 53,5mg/kg, enquanto a concentração máxima permitida para este elemento é de 15mg/kg; a concentração mínima de As obtida foi de 520mg/kg, sendo a concentração máxima permitida de 55mg/kg; a concentração mínima de Cd foi de 28mg/kg e a concentração máxima permitida para o mesmo elemento é de 12mg/kg; no que diz respeito ao Pb e ao Zn as concentrações mínima obtidas foram de 2710mg/kg e 2347mg/kg, enquanto as concentrações máximas permitidas são 530mg/kg e 620mg/kg, respectivamente.

Tabela 6.V. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos correspondentes aos valores-alvo e às concentrações máximas permitidas estabelecidas pelas entidades competentes da Holanda (adaptado de ANZECC, 2000).

Elementos metálicos	*Sb*	*As*	*Cd*	*Cr*	*Pb*	*Zn*
Valor-alvo	3	29	0,8	100	85	140
Concentração máxima permitida	15	55	12	380	530	620

As concentrações de Cr obtidas nos sedimentos da Ribeira da Castanheira (concentração média de 11 ± 4mg/kg) são inferiores ao valor-alvo estipulado para este elemento (100mg/kg), pelo que não é um elemento que requeira particular atenção. O As, o Pb e o Zn são os elementos cujas concentrações envolvem mais motivos de preocupação.

As *guidelines* do *Ontario Ministry of the Environment*, Canadá (Tabela 6.VI) baseiam-se nos efeitos observados nos organismos dos contaminantes presentes nos sedimentos. São estabelecidos os níveis de efeito mínimo (*lowest effect level*) e severo (*severe effect level*) que correspondem, respectivamente, à concentração mínima a que os efeitos nos organismos se começam a fazer sentir e à concentração a partir da qual se verifica a eliminação da maioria dos organismos bentónicos (ANZECC, 2000).

Comparando as concentrações dos elementos nos sedimentos da Ribeira da Castanheira (Tabela 6.I) com as concentrações previstas nas *guidelines* do *Ontario Ministry of the Environment* (Tabela 7.V) é possível verificar que todos os elemento, à excepção do Cr, apresentam concentrações muito superiores às correspondentes às do nível severo.

Tabela 6.VI. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos referenciadas nas *guidelines* desenvolvidas *pelo Ontario Ministry of the Environment,* Canadá, para a qualidade dos sedimentos (adaptado de ANZECC, 2000).

Elementos metálicos	*Sb*	*As*	*Cd*	*Cr*	*Pb*	*Zn*
Nível de efeito mínimo	2	6	0,6	26	31	120
Nível de efeito severo	25	33	10	110	250	820

Assim, a concentração mínima de Sb obtida nos sedimentos da Ribeira de Terramonte foi de 54mg/kg e o nível severo para este elemento é de 25mg/kg; a concentração mínima de As detectada foi de 520 mg/kg e a concentração do nível severo para o mesmo elemento é de 33mg/kg; a concentração mínima de Cd foi de 28mg/kg e a concentração correspondente ao nível severo é de 10mg/kg; a concentração mínima de Pb foi de 2710mg/kg e a concentração do nível severo é de 250mg/kg; no que diz respeito ao Zn, a concentração mínima verificada nos sedimentos foi de 2347mg/kg e a concentração prevista no nível severo é de 820mg/kg. Deste modo, é possível afirmar que as concentrações dos elementos metálicos nos sedimentos da Ribeira da Castanheira contribuem grandemente para a ausência de organismos vivos macroscópicos nas águas da ribeira. Apenas se visualizaram pequenos alfaiates nas águas da Ribeira da Castanheira, mas unicamente nos últimos 300m do troço. No restante percurso percorrido, não se detectou nem a presença de algas, nem de animais macroscópicos. As concentrações de Cr, mesmo o valor máximo verificado (18mg/kg), é inferior à concentração do nível inferior (26mg/kg), pelo que não será um elemento que, por si só, gere preocupação.

As concentrações de elementos metálicos nos sedimentos estabelecidas na Interim Sediment Quality Guidelines – *ISQG* – do governo australiano encontram-se descriminadas para os elementos em estudo na Tabela 6.VII. (Gore, 2007). Tal como acontece com as *guidelines* da Holanda e do Canadá, são estabelecidas duas concentrações (Gore, 2007): a *ISQG Low* que diz respeito às concentrações a baixo das quais os efeitos biológicos raramente ocorrem, e a *ISQG High* que corresponde às concentrações a partir das quais é provável que ocorram efeitos biológicos nos organismos. Todos os elementos analisados (Sb, As, Cd, Pb e Zn), à excepção do Cr, apresentam concentrações muito superiores aos valores previstos pelo *ISQG High*, sugerindo a ocorrência de efeitos biológicos.

Tabela 6.VII. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos em sedimentos estabelecidas na *ISQG* do governo australiano (Gore, 2007).

Elementos metálicos	*Sb*	*As*	*Cd*	*Cr*	*Pb*	*Zn*
ISQG Low	2	20	1,5	80	50	200
ISGQ High	25	70	10	370	220	410

Apesar das concentrações máximas permitidas, previstas na legislação holandesa, corresponderem, na maioria dos elementos, a valores menos restritivos que os previstos pelo Canadá e pelo governo australiano (Gore, 2007), os valores obtidos nos sedimentos da Ribeira da Castanheira são, ainda assim, superiores. Portanto, de acordo com as concentrações de elementos metálicos estabelecidas para sedimentos pela Holanda, Canadá e Austrália, é possível afirmar que os sedimentos da Ribeira da Castanheira apresentam uma séria situação de poluição (ANZECC, 2000), favorável à eliminação de todos os organismos bentónicos e impedindo a sua fixação (ANZECC, 2000) e prevendo-se, ainda, uma grande probabilidade de ocorrência de efeitos biológicos adversos (Gore, 2007).

No que diz respeito à ecotoxicologia, e uma vez que a interacção do biota com os sedimentos contaminados ocorre em vários níveis tróficos, o carácter bioacumulativo dos elementos metálicos é um factor que gera particular preocupação (ANZECC, 2000). Na ausência de uma função biológica, a regulação interna destes elementos, quando presentes em concentrações elevadas, condiciona a bioacumulação em diversos órgãos de acordo com os seus alvos moleculares (Bjerkeng, 2003). Alguns organismos, como os moluscos, bioacumulam grandes concentrações sem, no entanto, aparentar qualquer efeito adverso (Bjerkeng, 2003). O perigo, nestes casos particulares, centra-se nos processos de biomagnificação ao longo das cadeias alimentares e que podem mesmo atingir os seres humanos (Bjerkeng, 2003).

A selecção dos elementos metálicos a analisar nas águas e nos solos foi efectuada com base nos resultados obtidos, em primeira linha, nos sedimentos da Ribeira da Castanheira. Deste modo, avaliaram-se as concentrações de As, Pb e Zn, uma vez que foram, dos elementos em estudo, os mais abundantes nos sedimentos.

Existem poucos testes standardizados para aplicar à avaliação dos sedimentos (ANZECC, 2000). Os testes de toxicidade dos sedimentos têm sido revistos por vários autores, que foram incluindo ensaios de lixiviação de sedimentos, estudo das águas intersticiais nas diferentes fases dos sedimentos e testes com espécies que abrangem as cadeias alimentares aquáticas, desde bactérias a peixes (ANZECC, 2000). Os resultados obtidos têm sido muito úteis no desenvolvimento das *guidelines,* mas também na avaliação ecológica (ANZECC, 2000).

Os primeiros trabalhos desenvolveram-se em torno dos efeitos de toxicidade aguda (letalicidade) nos organismos, relacionando a sobrevivência/morte dos organismos com determinadas concentrações de contaminantes (ANZECC, 2000). Numa fase posterior, os estudos centraram-se nos efeitos sub-letais com o objectivo de determinar parâmetros ecologicamente relevantes (ANZECC, 2000). No entanto, factores como a

variabilidade natural da granulometria dos sedimentos, a existência de contaminantes naturais (como a amónia e o sulfureto de hidrogénio) e a competição intra-espécies, podem dificultar e até deturpar a interpretação dos resultados dos ensaios com sedimentos (ANZECC, 2000).

O estudo dos impactes ambientais, envolvendo sedimentos, deverão incluir a combinação de bioensaios de toxicidade, quantificações de contaminantes químicos e análises de macroinvertebrados, de acordo com a triagem de sedimentos, considerada a abordagem mais abrangente e completa (ANZECC, 2000). O presente trabalho não incluiu bioensaios de toxicidade, pelo que sugere-se que, em trabalhos futuros, se utilizem sedimentos para avaliar os efeitos ecotoxicológicos dos elementos contaminante aí presentes.

6.3 ENSAIOS DE LIXIVIAÇÃO

Os ensaios de lixiviação com sedimentos da Ribeira da Castanheira foram realizados com o objectivo de determinar a eventual disponibilidade dos metais presentes nos sedimentos, cujas concentrações foram inicialmente quantificadas, para as águas de superfície da Ribeira.

As águas, onde os sedimentos da Ribeira da Castanheira estiveram imersos, foram analisadas quimicamente, determinando-se as concentrações do As, do Pb e do Zn (os três elementos encontrados em concentrações mais elevadas nos sedimentos), e registaram-se os valores de pH e de condutividade das quatro amostras. Os resultados obtidos encontram-se expressos na Tabela 6.VIII.

Como é possível constatar pela análise da Tabela 6.VIII, o elemento com concentração mais elevada nas águas de lixiviação é o Zn. No entanto, verifica-se que a sua concentração diminui com o aumento da distância a que foram recolhidos os sedimentos (dos 300m para os 1.500m), com excepção da amostra 500m, cuja concentração é superior à determinada na amostra 300m. Quanto ao Pb, nas amostras dos 1.000m e dos 1.500m, as concentrações presentes são inferiores às do limite de detecção (<10µmg/l). As concentrações de Pb diminuem gradualmente dos 300m para os 1500m. No que diz respeito ao As, a variação da sua concentração é concordante com os dois elementos anteriormente referidos, verificando-se um ligeiro aumento de concentração dos 500m para os 1.000m e subsequente diminuição. Assim, o Zn é o elemento que apresenta maior solubilidade, seguido do As e, por último, do Pb.

Tabela 6.VIII. Concentrações (µg/l) dos elementos metálicos presentes em águas de quatro ensaios de lixiviação, utilizando sedimentos recolhidos no leito da Ribeira da Castanheira, e respectivo pH (25°C) e condutividade (µS/cm).

Amostras	Concentração de elementos metálicos (µg/l)			pH (25°C)	Condutividade µS/cm (20°C)
	As	Pb	Zn		
300m	3030	60	18.600	6,6	551,6
500m	22	19	25.000	6,5	507,6
1000m	32	<10	9.600	6,5	333,2
1500m	24	<10	6.600	6,4	327,3

Para além das concentrações dos três elementos metálicos anteriormente referidos, os parâmetros físicos como o pH e a condutividade foram também determinados. Os valores de pH obtidos (a 25°C) variam entre 6,6 e 6,4, diminuindo da amostra 300m para a 1500m. No que diz respeito à condutividade, os seus valores variam entre os 551,6 µS/cm e os 327,3 µS/cm (a 20°C), diminuindo, como no caso do pH, da amostra 300m para a amostra 1500m.

Muitos contaminantes encontram-se adsorvidos à matéria particulada suspensa e são transportados para os sedimentos por floculação e sedimentação (Blasco, 2000). A ocorrência de alterações físico-químicas são responsáveis pela remobilização destes contaminantes presentes inicialmente nos sedimentos, para as águas interticiais, e destas para as águas sobrejacentes, em função dos gradientes de concentração (Blasco, 2000). A velocidade com que ocorre a passagem de contaminantes dos sedimentos para as águas intersticiais é dependente, para além da concentração, de outros factores como o pH das águas e a presença de matéria orgânica (Blasco, 2000). Assim, pode-se afirmar que os sedimentos funcionam como uma fonte de contaminantes para as águas que estão em contacto com eles. A sua toxicidade não depende apenas das suas concentrações totais, mas também da sua mobilidade e reactividade com outros componentes presentes no ambiente (Kim, 2003).

Neste sentido, efectuaram-se ensaios de lixiviação, utilizando os sedimentos da Ribeira da Castanheira recolhidos aos 300m, 500m, 1000m e 1500m a jusante da escombreira, com o intuito de avaliar a disponibilidade de As, Pb e Zn para as águas de superfície (Lottermoser, 1999; Harris, 2003). Avaliou-se também o pH e a condutividade das águas após lixiviação. Os ensaios foram efectuados utilizando uma proporção de 200g de sedimentos (granulometria inferior a 63µm) para 500ml de água destilada. A duração dos ensaios foi de 72h com agitação bi-diária. Não se verificou relação directa

entre as concentrações mais elevadas nos sedimentos e as concentrações mais elevadas nas águas de lixivação. Assim, e apesar de os elementos se encontrarem nos sedimentos, parecem não estar disponíveis para serem mobilizados pelas águas da Ribeira da Castanheira. O elemento mais mobilizado nos ensaios realizados foi o Zn. Os valores de pH obtidos nestas águas variaram entre os 6,4 e os 6,6 e a condutividade entre o 551,6 e os 327,3 µS/cm, não se verificando uma relação directa entre o aumento dos valores de pH e a diminuição da condutividade.

Lottermoser *et al.* (1999) realizaram ensaios de lixiviação utilizando resíduos da mina abandonada de Gulf Creek onde se explorou Cu, procurando determinar a disponibilidade dos elementos metálicos para as águas de superfície, assim como a influência do pH no processo de lixiviação. Para tal realizaram dois ensaios para cada amostra sólida (Lottermoser, 1999): um com água de pH 6.8, simulando as águas da chuva, e outro com pH ácido de 2.8, simulando as águas ácidas de drenagem mineira. Estes ensaios tiveram a duração de 1 semana (168h) e foram agitados diariamente (Lottermoser, 1999). Os autores verificaram que, nos ensaios efectuados com as águas ácidas, as concentrações de elementos metálicos nos eluatos eram mais elevadas, concluindo que o pH é um parâmetro de extrema importância na remobilização destes elementos (Lottermoser, 1999). Do conjunto de elementos analisados faziam parte o As, o Pb e Zn (Lottermoser, 1999): o Zn foi considerado um elemento com mobilização preferencial, dadas as elevadas concentrações determinadas nos eluatos, contrariamente às concentrações de As e Pb. Os autores relacionaram estas diferenças com o facto de o Pb e o As se encontrarem fixados em minerais secundários com baixa solubilidade, tal como a jarosite (Lottermoser, 1999).

No caso dos sedimentos de Terramonte, onde o elemento com maiores concentrações nos eluatos foi também o Zn, as DRX efectuadas não permitiram aferir a constituição mineralógica dos sedimentos, pelo que não é possível afirmar que se trata de um cenário idêntico ao descrito por Lottermoser *et al.* (1999). Da mesma forma que não se pode afirmar que seja resultado directo do conteúdo em argilas presente nas amostras, sugerido por Passariello *et al.* (2002) no trabalho realizado numa mina abandonada de estibina. Por outro lado, a duração do ensaio, assim como as proporções sólido/líquido utilizadas podem também, ter influenciado os resultados obtidos.

6.4 ANÁLISES QUÍMICAS DAS ÁGUAS

A realização de análises químicas em águas permite a caracterização, a avaliação e a monitorização da qualidade da água, com base na existência ou na ausência de

elementos poluentes. Verificando-se a existência de um ou mais elementos poluentes, as análises químicas fornecem ainda informações relativas às suas concentrações, permitindo a sua comparação com valores-padrão referenciados por várias entidades de protecção ambiental e de saúde pública.

Neste sentido, realizaram-se colheitas de água superficiais na Ribeira da Castanheira (nos pontos 0m, 400m, 700m, 1.200m e 1.400m) e de águas em profundidade, em minas encontradas ao longo do percurso da Ribeira e na mina de uma quinta nas imediações da antiga área mineira de Terramonte. Tal como nas águas dos ensaios de lixiviação, a análise destas águas centrou-se nos três elementos metálicos encontrados em concentrações mais elevadas nos sedimentos (As, Pb e Zn).

Na Tabela 6.IX encontram-se os valores determinados na análise das águas recolhidas directamente da Ribeira da Castanheira e da amostra de referência recolhida no Ribeiro das Fontaínhas. A amostra de referência apresenta as concentrações dos elementos metálicos em análise a baixo dos limites de detecção. Por outro lado, apresenta o valor de pH mais próximo da neutralidade e uma condutividade baixa.

Nas amostras recolhidas na Ribeira da Castanheira, o Zn é o elemento metálico em análise com concentração mais elevada em todos os locais de amostragem. No entanto, a concentração de Zn desce de 42mg/l na amostra 0m para 6mg/l na amostra 700m, aumentando para 22mg/l na amostra recolhida aos 1.400m. A concentração de Pb sobe de 0,19mg/l na amostra 0m para 0,2mg/l na amostra recolhida a 400m, descendo até 0,02mg/l na amostra 1200 e subindo novamente na amostra 1400m até 0,16mg/l. Nas amostras recolhidas a 0m, 400m e 1.400m o As apresenta concentrações inferiores ao limite mínimo de detecção (0,003mg/l), enquanto as amostras dos 700m e 1.200m apresentam concentrações de 0,02mg/l.

No que diz respeito às águas recolhidas em minas de água (Tabela 6.X), situadas ao longo da Ribeira da Castanheira, as concentrações de As, Pb e Zn, assim como o pH de cada amostra e a respectiva conductividade encontram-se organizadas na Tabela 6.X. Tal como acontece com as amostras recolhidas na Ribeira da Castanheira, o Zn é o elemento metálico com concentração mais elevada, seguido do Pb e do As. O Pb apresenta concentração inferior ao limite de detecção (inferior a 0,01mg/l) na amostra de referência (R), recolhida na mina da quinta nas imediações da antiga área mineira de Terramonte. O As apresenta concentrações inferiores ao limite de detecção (0,003mg/l) em todas as amostras recolhidas em minas. O pH varia entre 5,8 e 7,3, nas amostras M3 e M2, respectivamente; a condutividade varia entre 86,7 µS/cm e 407,6 µS/cm nas amostras MP e M2, respectivamente. Todas amostras (M1, M2, M3 e MP) apresentam

concentrações de elementos metálicos superiores às verificadas na amostra de referência (R).

Tabela 6.IX. Concentrações (mg/l) dos elementos metálicos presentes na amostra de referência recolhida no Ribeiro das Fontaínhas (R) e e nas águas recolhidas da Ribeira da Castanheira, em cinco locais diferentes, respectivo pH (25°C) e condutividade (µS/cm).

Amostras	Concentração de elementos metálicos (mg/l)			pH (25°C)	Condutividade µS/cm (20°C)
	As	*Pb*	*Zn*		
R	<0,003	<0,010	<0,050	6,9	146,9
0m	<0,003	0,19	42	3,6	1654,8
400m	<0,003	0,25	26	4,4	818,5
700m	0,02	0,02	6	6,1	352,8
1200m	0,02	0,02	8	6,1	322,9
1400m	<0,003	0,16	22	5,0	521,8

Tabela 6.X. Concentrações (mg/l) dos elementos metálicos presentes em águas recolhidas em minas encontradas ao longo da Ribeira da Castanheira (M1, M2 e M3) e na mina de uma quinta (MR) nas imediações da antiga área mineira, e respectivo pH (25°C) e condutividade (µS/cm).

Amostras	Concentração de elementos metálicos (mg/l)			pH (25°C)	Condutividade µS/cm (20°C)
	As	Pb	Zn		
MR	<0,003	<0,01	0,06	6,7	231,8
M1	<0,003	0,06	3,09	6,0	195,1
M2	<0,003	0,12	0,17	7,3	407,6
M3	<0,003	0,03	7,97	5,8	278,0
MP	<0,003	0,04	0,12	6,7	86,7

A água é essencial para a sustentabilidade da vida. Por esta razão e contrariamente com o que sucede com os sedimentos, a qualidade das águas é um tema de interesse e de preocupação, existindo muita investigação e legislação para os vários contextos. A realização de análises químicas, às águas superfíciais da Ribeira da Castanheira, pretendeu verificar a real remobilização dos elementos metálicos (As, Pb e Zn) dos sedimentos para as águas.

Foram determinadas as concentrações de As, Pb e Zn nas águas recolhidas no Ribeiro das Fontaínhas e na Ribeira da Castanheira (0m, 400m, 700m, 1200m, 1400m a jusante da escombreira), assim como o pH e a condutividade. A amostra recolhida no Ribeiro das Fontaínhas foi utilizada como referência para as águas de superfície, na medida em que a Ribeira da Castanheira se apresentava sem água a montante das instralações mineiras de Terramonte. Os resultados obtidos na referida amostra evidenciam que as concentrações de As, Pb e Zn nestas águas se encontram a baixo dos limites de detecção, o pH é muito próximo da neutralidade e a condutividade é reduzida. Comparando as concentrações obtidas a partir das águas do Ribeiro das Fontaínhas com as das águas da Ribeira da Castanheira, é possível verificar que as últimas são anormalmente elevadas e que tal não se deve a uma anomalia regional.

Tal como sucedeu com os eluatos dos ensaios de lixiviação, o Zn apresentou a concentração mais elevada, seguido do Pb e do As, coincidindo com os resultados obtidos por Lin *et al.* (2007). Comparando as concentrações obtidas nos ensaios de lixiviação com as obtidas directamente das águas da Ribeira da Castanheira verifica-se que para o As e o Pb as concentrações são semelhantes às dos eluatos. As diferenças entre os ensaios de lixiviação processados e as concentrações determinadas nas águas de superfície da ribeira podem dever-se a factores de carácter biológico, como a existência de bactérias e de compostos orgânicos, que aumentam a sua mobilidade.

No entanto, no caso do Zn, as concentrações determinadas foram mais elevadas nas águas da ribeira do que nos ensaios de lixiviação. Esta situação pode estar relacionado com os valores de pH do meio, uma vez que as concentrações de Zn mais elevadas ocorrem nos locais com pH mais ácido. Verifica-se uma forte correlação negativa entre as concentrações de Zn e os valores de pH (-0,975; $p<0,001$), mostrando que as concentrações de Zn descem proporcionalmente à subida do pH (Tabela 6.XI). A diminuição do pH condiciona o aumento da mobilidade dos iões metálicos nas suas matrizes, lixiviando-os e tornando-os disponíveis para o biota (Wilson, 2007).

O pH ácido favorece a permanência dos metais em solução, amplificando a contaminação das águas (Concas, 2006). Com excepção do As, as concentrações de Pb e Zn aumentaram próximo da confluência da Ribeira da Castanheira com o Rio Douro, tal como sucedeu nos trabalhos desenvolvidos por Hudson-Edwards *et al.* (1999), mostrando uma clara relação entre a diminuição do pH e o aumento da mobilidade dos elementos metálicos. Tal como se verificou nos sedimentos, as concentrações determinadas nas águas não diminuem ao longo da Ribeira da Castanheira pelo que, as elevadas concentrações de elementos metálicos determinadas nos sedimentos (Tabela

6.II), juntamente com a remobilização do material presente nas vertentes (Lee, 2001) da Ribeira da Castanheira funcionam como pontos de *input* dos elementos em análise.

Tabela 6.XI. Matriz de correlação de Spearman com os coeficientes das variáveis associadas à poluição mineira: concentrações de As, Pb e Zn, pH e Condutividade (*$p<0,01$).

	As	*Pb*	*Zn*	*pH*	*Condutividade*
As	1,00				
Pb	-0,783	1,00			
Zn	-0,894	0,800	1,00		
pH	0,860	-0,872	-0,975*	1,00	
Condutividade	-0,793	0,900	0,900	-0,975*	1,00

Nos ensaios de lixiviação o pH apresentou valores na ordem de 6, uma vez que se utilizou água destilada e, nas águas da Ribeira da Castanheira, os valores de pH determinados variam entre os 3,6 e os 6,0. Por outro lado, como se pode verificar na Tabela VII, existe uma forte correlação negativa (-0,975; $p<0,001$) entre o pH e a condutividade das águas, evidenciando a relação inversamente proporcional entre estes dois parâmetros.

O pH quantifica a acidez ou alcalinidade da água, numa escala de 0 (extremamente ácido) a 14 (extremamente alcalino) (ANZECC, 2000). A maioria dos cursos de água doce apresentam valores de pH entre 6,5 e 8,0 (ANZECC, 2000). Os valores de pH determinados nas águas da Ribeira da Castanheira variaram entre os 3,6 aos 0m e os 6,1 aos 1200m, diminuindo para 5,0 aos 1400m (distância em relação à localização da escombreira). Deste modo, todos os valores se apresentam a baixo do intervalo estabelecido pela ANZECC (2000).

Os valores de condutividade determinados nas águas da Ribeira da Castanheira variam entre os 1654,8 µS/cm e os 322,9 µS/cm. A condutividade mais elevada foi obtida aos 0m, diminuindo para 322,9 µS/cm aos 1200m e aumentando aos 1500m para 521,8 µS/cm (distância a jusante da escombreira). A condutividade eléctrica quantifica a concentração total de iões inorgânicos nas águas, nomeadamente Na^{+}, Cl^{-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, CO^{3-}, SO_4^{2-}, entre outros (ANZECC, 2000). As águas doces apresentam geralmente condutividade inferior a 1000µS/cm (ANZECC, 2000). Este parâmetro indica eventuais alterações na natureza química dos ecossistemas aquáticos, funcionando como aviso para a potencial perda de biota nativa (ANZECC, 2000). A ANZECC (2000) estabeleceu o limite de 1500 µS/cm como valor máximo a partir do qual os efeitos biológicos adversos

são esperados nos ecossistemas aquáticos. Apenas a amostra recolhida aos 0m apresenta condutividade superior a 1500 µS/cm. Nos restantes locais a condutividade foi sempre inferior a 1000 µS/cm, valores esperados para um sistema de água doce como o da Ribeira da Castanheira.

Hudson-Edwards *et al.* (1999) verificaram que, na área mineira de Rio Tinto, no sudoeste de Espanha, ocorrem baixas concentrações de As e Pb nas águas comparativamente às concentrações de Cu e Zn (Tabela 6.XII), concluindo que o As e o Pb são menos remobilizados dos sedimentos do que o Cu e o Zn. Os autores relacionaram estas diferenças com a inclusão de As e Pb em minerais secundários, como foi referido anteriormente para o caso dos eluatos por Lottermoser *et al.* (1999), sugerindo que esta associação é mais difícil de romper devido à reduzida solubilidade e elevada estabilidade dos minerais secundários (Hudson-Edwards, 1999).

Para além de Hudson-Edwards *et al.* (1999), são vários os autores que relacionam a diferença entre as concentrações de As e Pb por um lado, com as de Zn por outro lado, com a formação de minerais secundários com diferentes solubilidades (Kwong, 1997; Hudson-Edwards, 1999; Harris, 2003; Freire Ávila, 2005; Lin, 2007). A formação de minerais eflorescentes secundários exerce portanto uma grande influência na química das águas de superfície. Seria importante determinar os minerais secundários presentes nos sedimentos da Ribeira da Castanheira e avaliar a sua potencial relação com as concentrações dos elementos metálicos nas suas águas.

Tabela 6.XII. Concentrações (mg/l) de As, Pb e Zn determinadas nas águas do Rio Tinto, e respectivo pH (25°C) e condutividade (µS/cm) (adaptado de Hudson-Edwards *et al.,* 1999).

Amostras	Concentração de elementos metálicos (mg/l)			pH (25°C)	Condutividade µS/cm (20°C)
	As	*Pb*	*Zn*		
W1	14	0,8	130	1,8	1500
W2	11	0,7	110	1,6	1500
W3	22	2,4	420	1,4	1500
W4	12	1,6	66	1,9	1500
W5	25	1,7	250	1,8	1600
W6	16	0,8	310	1,7	1600
W7	1,8	0,2	100	1,5	1500
W8	0,9	0,1	56	6,0	1300

As concentrações de As, Pb e Zn obtidas nos trabalhos de Hudson-Edwards *et al.* (1999) (Tabela 6.XII) foram muito superiores às obtidas nas águas da Ribeira da Castanheira. Paralelamente, os valores de pH foram muito inferiores aos verificados no presente trabalho e a condutividade muito superior (Hudson-Edwards, 1999). As elevadas concentrações de elementos metálicos estão relacionadas com os reduzidos valores de pH. De salientar que no local de amostragem W8 (Tabela 6.XII), onde o valor de pH é mais semelhante aos valores obtidos na Ribeira da Castanheira (pH = 6.0), as concentrações de As, Pb e Zn são mais próximas das determinadas pelo presente estudo mas, ainda assim, superiores. A condutividade neste local manteve-se muito elevada, apesar da subida do pH.

Harris *et al.* (2003) estudaram a geoquímica ambiental e a mineralogia da antiga mina de Montalbion, em Queensland, Austrália. Os resultados das análises químicas efectuadas às águas de superfície desta antiga área mineira encontram-se na Tabela 6.XIII. As concentrações de As e Pb detectadas em Montalbion são inferiores às detectadas nas águas da Ribeira da Castanheira. Quanto ao Zn, os valores obtidos nas águas da Ribeira da Castanheira são inferiores aos referidos no trabalho de Harris *et al.* (2003). As diferenças entre as concentrações de As e Pb e as de Zn foram, mais uma vez, relacionadas com a formação de minerais secundários com diferentes solubilidades (Harris, 2003).

Tabela 6.XIII. Concentrações (mg/l) do As, Pb e Zn presentes em águas superficiais na área mineira de Montalbion (* distância a jusante da escombreira) (adaptado de Harris *et al.*, 2003).

Amostras*	Concentração de elementos metálicos (mg/l)			pH (25°C)	Condutividade µS/cm (20°C)
	As	*Pb*	*Zn*		
0m	0,003	0,05	60,7	3,4	1438
50m	0,001	0,07	45,6	3,3	1294
500m	0,002	0,04	13,1	4,8	859

Embora ocorra remobilização dos contaminantes metálicos em estudo nos sedimentos da Ribeira da Castanheira, vários factores condicionam a sua passagem para as águas de superfície. Como foi referido anteriormente, o gradiente de concentração entre os sedimentos e as águas intersticiais influencia a difusão dos contaminantes. No caso da Ribeira da Castanheira, que apresenta um caudal relativamente reduzido e nos meses secos fica, em grande parte do seu percurso, sem água, estes elementos

possivelmente atingem concentrações de saturação e precipitam nos sedimentos, até se verificar a diminuição das condições de saturação. Em grande parte da ribeira é possível observar um depósito de cor alaranjada (Figura 6.4) (talvez limonite e/ou jarosite), que não foi analisado, mas que ilustra este processo decorrente da saturação das águas.



Figura 6.4 Ribeira da Castanheira com uma tonalidade laranja forte, resultante da precipitação de minerais secundários.

A precipitação de elementos metálicos contribui para o aumento da qualidade das águas, diminuindo no entanto a qualidade dos sedimentos (Harris, 2003; Freire Ávila, 2005). Estes elementos precipitados podem, a qualquer altura, ser remobilizados para as águas, por alteração das condições físico-químicas do meio (Hudson-Edwards, 1999; Harris, 2003; Freire Ávila, 2005). Harris *et al.* (2003) concluíram no seu estudo que a *AMD* resulta da oxidação dos sulfuretos ainda presentes nos resíduos da mina de Montalbion, mas também da dissolução de minerais eflorescentes, associada à limitação do tamponamento providenciado pelos minerais de ganga.

As variações climatéricas, incluindo os fenómenos sazonais como secas e inundações, são particularmente importantes no dinamismo dos cursos de água, influenciando os processos de dispersão dos elementos contaminantes associados aos sedimentos (Macklin, 2006) e a remobilização de contaminantes em minerais secundários precipitados (Hudson-Edwards, 1999). Vários autores têm-se dedicado ao estudo e padronização destas variações (Olías, 2004; Macklin, 2006). Uma vez que o concelho de Castelo de Paiva é bastante pluvioso, apresentando valores de precipitação média anual entre 1200 e 1600mm, tornar-se-ia pertinente avaliar a influência sazonal nas concentrações de elementos metálicos e na sua dispersão nas águas.

Passariello *et al.* (2002) avaliaram a contaminação ambiental numa área mineira abandonada, onde se explorava maioritariamente estiba (ou antimonite). Comparando as concentrações determinadas em Terramonte com as de Passariello *et al.* (2002) (Tabela 6.XIV) verifica-se que, apesar das concentrações de As serem inferiores na Ribeira da Castanheira, as concentrações de Pb e Zn são muito superiores às observadas por Passariello *et al.* (2002).

Olías *et al.* (2004) estudaram a variação sazonal da qualidade das águas do Rio Odiel, Espanha, afectado por AMD. Para tal realizaram amostragens e análises químicas de modo a determinar as concentrações de elementos considerados determinantes, assim como pH e condutividade, expressos na Tabela 6.XV (Olías, 2004). Os autores verificaram que, em condições ácidas, o Zn mantém-se estável em solução, apresentando portanto uma forte correlação positiva com a concentração de sulfatos (Olías, 2004). Por esta razão, e uma vez que o pH era ácido, as concentrações de Zn nas águas eram mais elevadas (Olías, 2004).

A concentração de Zn nas águas é condicionada pela variação sazonal do fluxo dos rios (Olías, 2004): durante as estações secas ocorre intensa degradação dos sulfuretos, resultado do aumento das temperaturas e da evaporação associada à precipitação dos hidróxi-sulfatos solúveis de Fe nas escombreiras das minas, barragens de rejeitados e nas margens de rios ácidos. Estes minerais são altamente solúveis que se

dissolvem rapidamente com a chegada das primeiras chuvas (Olías, 2004). As concentrações mais baixas destes elementos, devido aos efeitos de diluição, ocorre durante o período em que os fluxos dos rios estão no seu máximo (Olías, 2004).

Tabela 6.XIV. Concentrações (mg/l) de As, Pb e Zn detectadas no estudo de Passariello *et al.* (2002) em água de rio (adaptado de Passariello *et al.*, 2002).

Elementos metálicos	*As*	*Pb*	*Zn*
Amostra de Rio	20,50	<0,001	0,199

As concentrações de As nas águas mantêm-se reduzidas durante as estações secas devido aos fortes processos de adsorção superficial aos oxihidróxidos de Fe. As elevadas concentrações de As ocorrem durante as estações chuvosas quando existe baixa precipitação destes minerais de Fe (Olías, 2004). O ligeiro aumento nos valores de pH, que ocorre nas estações chuvosas, contribui para o aumento da concentração de As (Olías, 2004).

Tabela 6.XV. Média e desvio padrão (SD) das concentrações (mg/l) de As, Pb e Zn, do pH e da condutividade determinados entre 1980/81 e 2001/02 no Rio Odiel (adaptado de Olías *et al.,* 2004)

Amostra	Elementos metálicos (Média ± SD) *As*	*Pb*	*Zn*	pH (25°C)	Condutividade mS/cm (20°C)
Rio Odiel	0,068±0,316	0,207±0,224	24,23±18,570	3,97±0,47	1,94±0,97

A mobilidade do Pb, nas águas mineiras ácidas, é baixa devido à baixa solubilidade da anglesite ($PbSO_4$), impedindo que este elemento atinja concentrações muito elevadas nas águas (Olías, 2004). Assim, o Pb apresenta baixa correlação com os outros elementos. A distribuição sazonal de Pb não mostra uma evolução clara ao longo do ano (Olías, 2004). Durante a estação chuvosa, a diluição por fenómenos de escorrência superficial causa um ligeiro aumento dos valores de pH e, ao mesmo tempo, a diminuição da concentração dos sulfatos e de elementos metálicos; na estação seca, o pH volta a diminuir e as concentrações de sulfato e de elementos metálicos aumentam devido ao aumento das taxas de oxidação da pirite e da evaporação (Olías, 2004).

O Pb é um elemento com comportamento muito errático. Os movimentos do Pb são influênciados pela quantidade de matéria orgânica solúvel presente nas águas. O aumento do pH e da concentração de carbonatos aumenta a liviação do Pb e diminui a lixiviação do Zn (Schwab, 2007). Nos estudos efectuados por Schwab *et al.* (2007), para avaliar a lixiviação de metais pesados de resíduos mineiros concluiu-se que os estrumes orgânicos aumentam as concentrações destes elementos nos lixiviados que, desta forma, aumentam a probabilidade de contaminação das águas de profundidade.

Passariello *et al.* (2002) compararam os resultados dos seus trabalhos com as concentrações máximas previstas no Decreto Ministerial Italiano 471/99, enquanto Hudson-Edwards *et al.* (1999) compararam com *guidelines* europeias (Tabela 6.XVI). Todas as concentrações de Zn, determinadas nas águas da ribeira (concentração mínima determinada 6,1mg/l) são superiores aos valores previstos no Decreto 471/99 e nas *guidelines* europeias. Verifica-se o mesmo cenário para o Pb, cuja concentração mínima determinada foi 0,02mg/l e o valor máximo previsto é 0,01mg/l. No entanto, este elemento encontra-se dentro dos limites estabelecidos pelas *guidelines* europeias, onde o limite se estabele em 0,05mg/l. No que diz respeito ao Pb e ao Zn, as concentrações mínimas determinadas são o dobro das previstas no Decreto 471/99. O As apresenta concentrações inferiores aos limites máximos italianos (<0,003mg/L), apresentando concentrações na ordem dos 0,02mg/l. Comparativamente às *guidelines* europeias, o As apresenta em todas as amostras efectuadas, concentrações inferiores ao limite estabelecido (0,05mg/l). A concentração de As determinada na água de superfície em análise no trabalho de Passariello *et al.* (2002) foi considerada de relevância ambiental (Tabela 6.XIV).

Tabela 6.XVI. Concentrações máximas (mg/l) de As, Pb e Zn previstas no Decreto Ministerial Italiano 471/99 e nas *guidelines* europeias (*n.d.* - não definido) (adaptado de Passariello *et al*., 2002 e de Hudson-Edwards *et al.,* 1999).

Elementos metálicos	*As*	*Pb*	*Zn*
Decreto 471/99 (Passariello, 2002)	0,01	0,01	3
Guidelines europeias (Hudson-Edwards, 1999)	0,05	0,05	*n.d.*

De salientar as diferenças entre as concentrações máximas estabelecidas pelo Decreto 471/99 (Itália) e as *guidelines* europeias. Seria conveniente e benéfico uma maior uniformização dos limites das concentrações de elementos contaminantes nos

vários compartimentos ambientais. A variabilidade dos números apresentados dificulta a monitorização e a fiscalização, uma vez que, não faz sentido que um curso de água que atravessa dois ou mais países, esteja sujeito a processos de monitorização, com concentrações máximas diferentes, de acordo com cada país. A CE deveria desempenhar um papel mais uniformizador, possibilitando a existência de concentrações máximas, permitidas nos vários compartimentos ambientais, uniformes para todos os países pertencentes, estendendo-se, na medida do possível, aos países que, não fazendo parte da Comissão, partilham fronteiras.

No caso particular da ANZECC (2000), estabeleceram-se concentrações na legislação em função da percentagem de espécies que se espera que sejam protegidas (80%, 90%, 95% e 99%) (Tabela XIII). Comparando os valores obtidos com os valores previstos pela ANZECC (2000), verifica-se que, no que diz respeito ao Zn e ao Pb, as concentrações obtidas excedem os limiares para a protecção de 80% das espécies. No que se refere ao As, o valor mais elevado (0,024mg/l) corresponde à concentração limiar deste elemento para a protecção de 95% das espécies. Mais uma vez, o elemento que mais se destaca é o Zn, excedendo largamente os valores limiares previstos. No entanto, a ANZECC (2000) ressalva que a aplicação destas *guidelines* deve ter em conta variações naturais nos ecossistemas, podendo exercer efeitos na biodisponibilidade, transporte e toxicidade dos elementos metálicos. Por esta razão, sugere um esquema de decisões passo-a-passo, a aplicar no sentido de determinar o valor mais indicado para um ecossistema aquático com determinadas características (ANZECC, 2000). Uma vez que não se encontra nos objectivos, o referido esquema não será tratado no presente trabalho, pelo que, os valores limiares utilizados corresponderam às protecções mínima (80%) e intermédia (95%), abrangendo uma maior variabilidade.

Por outro lado, a ANZECC (2000) prevê também valores máximos para as águas de irrigação a longo e curto prazos, assim como para as águas de consumo humano (Tabela 6.XVII). A *guideline* refere que a aplicação dos valores para águas de irrigação a longo prazo ocorra quando esta se efectua 100 ou mais anos (ANZECC, 2000). Em períodos de tempo inferiores a 100 anos, utilizam-se os valores referentes à irrigação a curto prazo. Comparando os resultados obtidos na Ribeira da Castanheira com os valores previstos para águas de irrigação, é possível verificar que, quer o As, quer o Pb, não ultrapassam os valores referenciados pela ANZECC (2000) para as águas de irrigação a curto e a longo prazo; por sua vez, todas as concentrações de Zn ultrapassam os limites previstos (a concentração determinada mais baixa foi de 6,1 mg/l). Os limites estabelecidos pela mesma entidade para águas de consumo humano são, também eles, largamente ultrapassados por estes três elementos nas águas da ribeira. No entanto,

apesar das concentrações de As, Pb e Zn ultrapassarem os limites estabelecidos para águas de irrigação e de consumo humano, estas não serão, à partida, pontos de particular relevância, uma vez que não existem actividades de cultivo nas imediações, nem recolhas de águas da ribeira para consumo humano, ou para criação de animais.

Tabela 6.XVII. Valores limiares (mg/l) para a protecção de 95% e 80% das espécies previstos pela ANZECC (2000), assim como as concentrações (mg/l) para águas de irrigação a longo e curto prazo, águas recreativas e de consumo humano (adaptado de ANZECC, 2000).

Elementos metálicos	*As (III)*	*Pb*	*Zn*
Protecção de 95% das espécies	0,024	0,0034	0,008
Protecção de 80% das espécies	0,36	0,0094	0,03
Águas de irrigação longo prazo	0,10	2,00	2,00
Águas de irrigação curto prazo	2,00	5,00	5,00
Águas recreativas	0,05	0,05	5,00
Águas de consumo humano	0,007	0,01	3,00

Um foco de preocupação prende-se, por sua vez, com o uso recreativo das águas, já próximo da confluência da ribeira com o Rio Douro. Este local, utilizado pelas famílias das aldeias vizinhas durante o Verão, apresenta elevadas concentrações de Pb e Zn (0,16mg/l e 21,5mg/l, respectivamente), muito superiores aos limites previstos pela ANZECC (2000) para águas recreativas (0,01mg/l e 3,00mg/l, respectivamente). Assim, e tendo em conta os efeitos destes elementos metálicos, parece importante informar e sensibilizar a população local para os perigos de se banharem nestas águas e de contactarem com os sedimentos acumulados no local.

No que diz respeito às águas subterrâneas, a amostra recolhida numa quinta, fora da bacia de drenagem onde se encontra a área mineira de Terramonte, foi considerada como amostra de referência: as concentrações de As e Pb encontram-se abaixo dos limites de detecção e a de Zn foi a mais baixa encontrada. As concentrações de As em todas as amostras recolhidas em minas de águas foram inferiores aos limites de detecção. Os valores de Pb variaram entre 0,025mg/l e 0,058mg/l. Mais uma vez o Zn foi o elemento detectado em maior concentração. Os valores de pH das amostras recolhidas foram muito próximos da neutralidade, variando entre 5,8 e 7,3. Comparando as amostras de água recolhidas na Ribeira da Castanheira com as amostras recolhidas nas

minas de água é possível verificar que estas últimas apresentam níveis de elementos metálicos muito inferiores, pH notoriamente superior e condutividade inferior.

Apesar da melhor qualidade das águas subterrâneas recolhidas em minas de água, em comparação com as amostas recolhidas na Ribeira da Castanheira, em algumas amostras os elementos metálicos surgem em concentrações superiores às previstas pela ANZECC (2000) para as águas de consumo humano. Assim, à excepção das águas recolhidas na Mina R, todas as outras apresentam concentrações de Pb superiores a 0,01mg/l; por sua vez, as concentrações de Zn apresentam-se superiores a 3mg/l nas águas da Mina 1 e da Mina 3, atingindo os valores de 3,1mg/l e 8,0mg/l, respectivamente.

As minas que apresentam águas com concentrações mais elevadas de elementos metálicos e pH mais ácidos (M1 e M3) são minas localizadas a uma cota superficial. No entanto, a M2 que apresentou as concentrações de As, Pb e Zn mais baixas e o pH mais próximo da neutralidade, apresentava o seu nível freático a aproximadamente 7,40m de profundidade, pelo que foi necessário recorrer a um amostrador de águas. A seguir à MR, considerada de referência, as águas recolhidas da escorrência de uma parede rochosa (MP) foram as que apresentaram melhor qualidade, no que diz respeito aos parâmetros em estudo. Este facto é comprovado pela vegetação presente na vertente rochosa em questão e distinta da restante vegetação, quer pela quantidade, quer pela diversidade (Figura 6.5).

6.5 ANÁLISES QUÍMICAS DOS SOLOS

As análises químicas efectuadas aos solos, tal como as efectuadas aos sedimentos, procuraram determinar a presença e concentração dos elementos metálicos em estudo. Recolheram-se solos em dois locais de cultivo abandonados (S1 e S2), nas margens da Ribeira da Castanheira e a cota superior, e na quinta (SR – solo de referência) nas imediações da antiga área mineira de Terramonte.

Dos solos em análise (Tabela 6.XVIII), o S1 é o que apresenta os teores em As, Pb e Zn mais elevados, seguido do S2. O SR é o solo com as menores concentrações dos elementos metálicos em análise. O As é o elemento com concentrações mais baixas em todas as amostras em estudo, seguido do Zn e do Pb. No entanto, em qualquer dos solos, nenhum elemento apresentava concentrações inferiores aos limites de detecção.



Figura 6.5 Vertente rochosa onde foi recolhida a amostra MP. De destacar a vegetação presente no local e que difere dos restantes locais ao longo da Ribeira da Castanheira.

Tabela 6.V. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos presentes em solos recolhidos ao longo da Ribeira da Castanheira (S1 e S2) e numa quinta nas imediações da antiga área mineira de Terramonte (solo de referência – SR).

	Concentração de elementos metálicos (mg/kg)		
Amostras	*As*	*Pb*	*Zn*
SR	15	188	142
S1	206	3021	2341
S2	27	636	841

Os solos são reservatórios de metais pesados resultantes de actividades antropogénicas (Boularbah, 2006a). Uma vez que não são biodegradáveis, os metais persistem por longos períodos de tempo nos ecossitemas aquáticos e terrestres (Boularbah, 2006a). Os solos das imediações de áreas mineiras apresentam, geralmente,

elevados níveis destes elementos devido à sua descarga e dispersão, a partir de resíduos mineiros, nos ecossistemas (Jung, 2008). O conteúdo em metais pesados, nos solos de áreas mineiras, depende directamente do tipo de mineralização verificada no local (Boularbah, 2006b; a; Jung, 2008). Uma vez nos solos, os metais podem ficar retidos (Liao, 2008), ser absorvidos pelas plantas ou atingir as águas subterrâneas (Boularbah, 2006a).

A contaminação de solos por metais pesados é generalizada e existe o risco de ocorrer transferência de metais tóxicos e disponíveis para humanos, animais e plantas/culturas agrícolas (Boularbah, 2006b). Se forem fitodisponíveis, alguns metais tóxicos são potencialmente acumulados em algumas plantas e podem ameaçar humanos e animais (Boularbah, 2006b).

A retenção dos metais pode ocorrer, por reacções de adsorção, à superfície dos minerais (nomeadamente argilas) e à matéria orgânica presente nos solos (Hamilton, 2000) e por reacções de precipitação (Liao, 2008), impedindo a sua circulação através do solo e a possibilidade de atingirem as águas subterrâneas (Hamilton, 2000). As propriedades físicas e químicas dos solos e a sua mineralogia (Navarro, 2008), o pH e as condições redox (Liao, 2008) são determinantes no transporte de metais nos solos. Indirectamente, os processos microbianos condicionam a mobilidade dos elementos metálicos devido à influência que exercem no potencial redox e pH (Liao, 2008). A composição das águas que se infiltram é outro factor determinante no comportamento dos metais nos solos (Liao, 2008).

Nas três amostras de solos recolhidas (SR, S1 e S2) determinaram-se as concentrações de As, Pb e Zn, paralelamente ao que foi efectuado nas águas. Os parâmetros pH e condutividade não foram quantificados. Uma vez que estamos na presença de sulfuretos, cuja oxidação promove a acidificação do meio e esta condiciona a mobilidade dos elementos metálicos (Boularbah, 2006a), sugere-se que, em trabalhos futuros na antiga área mineira de Terramonte, se incluam estes parâmetros, de modo a promover uma melhor compreensão da mobilidade destes elementos nos solos.

O solo S1 foi recolhido a montante do solo S2 e numa posição de cota ligeiramente superior ao extenso aluvião, de rejeitado mineiro, que se encontra a cerca de 400m para jusante da escombreira. O solo S2, embora também se encontre logo a seguir à deposição aluvionar ocorrente a 850m da escombreira, apresenta-se na margem oposta. O solo SR foi recolhido numa quinta, nas imediações da antiga área mineira, a uma cota superior à da Ribeira da Castanheira e fora desta bacia de drenagem.

De todas as amostras, a S1 é a que apresenta a concentração mais elevada dos elementos metálicos em análise, seguida da amostra S2 . A elevada concentração de

elementos metálicos no solo S1 pode dever-se à influência da deposição aluvionar que lhe está próxima. A amostra SR apresenta, por sua vez, as concentrações mais reduzidas. As baixas concentrações de elementos metálicos determinadas no solo SR permite afirmar que o local onde este foi recolhido se encontra fora da influência da escombreira mineira de Terramonte. Contrariamente ao verificado nos sedimentos e nas águas, em que o Zn era o elemento com concentrações mais elevadas, no caso dos solos é o Pb que se destaca. Por sua vez, o As é o elemento com concentrações mais baixas.

Tal como nos trabalhos desenvolvidos por Wilson *et al.* (2007), as concentrações de elementos metálicos diminuiram na amostra recolhida a jusante (S2), comparativamente à amostra recolhida mais a montante (S1). A concentração dos elementos metálicos, nos trabalhos desenvolvidos por Wilson *et al.* (2007), diminui quase exponencialmente com o aumento da distância aos trabalhos mineiros, indicando a ocorrência de processos de dispersão destes contaminantes. No entanto, e uma vez que das três amostras apenas duas foram recolhidas na área de influência directa dos resíduos mineiros, seria importante alargar o número de amostragens ao longo da Ribeira da Castanheira e avaliar até que ponto se verifica uma real diminuição das concentrações de elementos metálicos nos solos no sentido montante-jusante.

Liao *et al.* (2008) estudaram as características da contaminação de solos por metais pesados numa mina de Pb e Zn na província de Hunan (China). Os resultados obtidos para o As, Pb e Zn escontram-se na Tabela 6.IXX. Da análise das 28 amostras recolhidas determinaram que os conteúdos médios de As, Pb e Zn eram 45mg/kg, 348mg/kg e 509mg/kg, respectivamente (Liao, 2008). Comparando as concentrações de As determinadas nos solos de Terramonte com as obtidas no estudo de Liao *et al.* (2008) é possível constatar que estes últimos se encontram abaixo da média nas amostras SR e S2 (15mg/kg e 27mg/kg, respectivamente), enquanto na amostra S1 é superior (206mg/kg). No que diz respeito ao Pb e ao Zn, a amostra SR apresenta concentrações inferiores (188mg/kg e 142mg/kg, respectivamente) aos valores médios determinados por Liao *et al.* (2008); as amostas S1 (3031mg de Pb por kg de solo e 2341mg de Zn por kg de solo) e S2 (636mg de Pb por kg de solo e 841mg de Zn por kg de solo), por sua vez, são superiores.

Navarro *et al.* (2008) avaliaram a dispersão e a influência de metais particulados presentes nos resíduos mineiros da mina abandonada de Cabezo Rajao, no SE de Espanha. As concentrações médias de As, Pb e Zn determinadas nos solos neste estudo foram de 314,7mg/kg, 8,3mg/kg e 12,5mg/kg, respectivamente. Os resultados obtidos em Terramonte apresentam concentrações de As inferiores ao valor médio de Navarro *et al.*

(2008), enquanto os valores de Pb e Zn ultrapassam largamente os publicados pelos referidos autores.

Tabela 6.IXX. Concentrações (mg/kg) de elementos metálicos em amostras de solos de diferentes zonas poluídas (*n* – número de amostras) na província de Hunan, China (adaptado de Liao *et al.*, 2008).

		Concentração de elementos metálicos (mg/kg)		
Local	*n*	*As*	*Pb*	*Zn*
W1	10	80,5 - 207,0	162,0 - 568,4	447,0 - 821,0
W2	8	18,9 - 82,6	46,1 - 167,5	59,7 - 768,1
W3	4	38,4 - 114,1	16,8 - 78,9	52,1 - 234,1
W4	6	37,2 - 167,1	741,0 - 926,0	864,0 - 976,0
Média		44,6	348,3	508,6

De modo a avaliar a influência do transporte de materiais particulados provenientes dos resíduos de Cabezo Rajao, Navarro *et al.* (2008) recolheram amostras de solos na periferia da lagoa de Mar Menor, a cerca de 1 km da área mineira abandonada. Os resultados obtidos, expressos na Tabela 6.XX, mostraram uma clara redução da concentração de As e o aumento das concentrações de Pb e Zn nos solos de Mar Menor, comparativamente aos solos de Cabezo Rajao. Deste modo, os autores concluíram que os metais pesados presentes nos resíduos mineiros de Cabezo Rajao estão a sofrer dispersão para jusante, por fenómenos de escorrência e transporte eólico (Navarro, 2008). As concentrações de metais, determinadas nos solos das imediações da lagoa, indicam que a dispersão pela água das formas particuladas e solúveis dos metais durante a estação das chuvas é uma importante via de poluição (Navarro, 2008).

Tabela 6.XX. Concentrações (mg/kg) de As, Pb e Zn determinadas em amostras recolhidas em Mar Menor (adaptado de Navarro *et al.*, 2008).

	Concentração de elementos metálicos (mg/kg)		
Local	*As*	*Pb*	*Zn*
M1	10	51	155
M2	15	36	190
M3	16	231	335

No caso particular de Terramonte, este género de dispersão dos contaminantes metálicos também ocorre, muito embora a sua origem não seja uma escombreira, mas sim as acumulações verificadas ao longo da Ribeira da Castanheira. Deste modo, seria

importante avaliar o potencial contributo dos depósitos aluvionares, que surgem ao longo da Ribeira da Castanheira, para o *input* de metais para os solos.

Paralelamente ao que sucede com os sedimentos e as águas, existem *guidelines* referentes às concentrações de contaminantes nos solos. O *Interdepartmentak Committee on the Redevelopment of Contaminated Land* – ICRL (Reino Unido) introduziu os conceitos de *trigger concentrations* e de *threshold trigger concentration* para um número limitado de substâncias perigosas em solos, em função do seu uso (Hamilton, 2000) (Tabela 6.XXI). As *trigger concentrations* dizem respeito às concentrações a partir das quais a ICRL considera necessário providenciar acções de remediação; a *threshold trigger concentration* corresponde ao valor acima do qual se pode considerar o local poluído, estabelecido em função da sua utilização (Hamilton, 2000).

Tabela 6.XXI. Concentrações (mg/kg) de As, Pb e Zn em solos estabelecidas pela ICRL, em função do seu uso (adaptado de Hamilton, 2000).

	Trigger concentrations		*Threshold Trigger concentrations*
Elementos metálicos	Áreas residenciais	Parques e espaços abertos	Pastagens
As	10	40	50
Pb	500	2000	300
Zn	300	300	1000

Os solos amostrados em Terramonte encontram-se pouco acessíveis à população da região devido à morfologia da área. Deste modo, a preocupação com o conteúdo de elementos metálicos nestes solos não se prende, propriamente, com a exposição de seres humanos, mas com a exposição do biota local. Comparando as concentrações obtidas nos solos amostrados nas margens da Ribeira da Castanheira com as concentrações limiares – *threshold trigger concentrations* – a partir das quais se considera o local contaminado, é possível verificar que, no que diz respeito ao As e ao Zn, apenas no solo S1 os valores excedem os previstos pelo ICRL; no caso do Pb, destacam-se os valores obtidos nas amostras S1 e S2.

A Austrália apresenta *guidelines* para vários contaminantes nos solos (Tabela 6.XXII). Os *Health Based Investigation Levels* (HILs) foram estabelecidos para vários cenários, de acordo com a utilização dos solos (residenciais, agrícolas, industriais) e baseiam-se numa metodologia de avaliação de risco para a Saúde Pública (NEPC, 1999; Gore, 2007). Os *Ecologically-Based Investigation Levels* (EILs), por sua vez, são

guidelines baseadas nos valores ecológicos, procurando promover a protecção dos ecossistemas, mas que se encontram estabelecidos exclusivamente para locais urbanos, exigindo que se estabeleçam EILs regionais em função da relevância ecológica de cada local (NEPC, 1999).

Tabela 6.XXII. Concentrações máximas (mg/kg) para metais e metalóides estabelecidos nos HILs, para solos agrícolas (Level E) e solos industriais (Level F), e nos EILs para solos urbanos (adaptado de NEPC, 1999).

Elementos metálicos	*HILs (mg/kg) Level E*	*HILs (mg/kg) Level F*	*EILs (mg/kg)*
As	200	500	20
Pb	600	1500	600
Zn	14 000	35 000	200

Comparando as concentrações previstas pelo NEPC (1999) com as determinadas nas amostras de Terramonte é possível verificar que, no caso do As, a amostra S1 (206mg/kg) apresenta uma concentração ligeiramente superior à prevista para solos agrícolas. As restantes concentrações de As não se aproximam dos valores de HILs quer para solos agrícolas, quer para solos industriais. No que diz respeito aos EILs, apenas a amostra SR apresenta concentração de As (15mg/kg) dentro do limite previsto; as amostras S1 e S2 apresentam concentrações superiores (206mg/kg e 27mg/kg, respectivamente).

No caso do Pb, apenas a amostra SR (188mg/kg) apresenta concentração dentro dos limites previstos pela HILs para solos agrícolas e industriais; as amostras S1 e S2 (3021mg/kg e 636mg/kg, respectivamente) excedem os limites previstos. Quanto aos EILs, todas as amostras analisadas apresentam concentrações superiores às previstas, à excepção da amostra SR (188mg/kg).

As concentrações de Zn, determinadas nos solos de Terramonte (SR, S1 e S2), encontram-se abaixo dos limites HILs, mas as de S1 e S2 (2341mg/kg e 841mg/kg, respectivamente) ultrapassam os valores previstos no EILs. Paralelamente ao que sucede com o As e o Pb, a amostra SR apresenta uma concentração de Zn (142mg/kg) inferior à estabelecida no EILs. Assim, destacam-se as elevadas concentrações quantificadas em S1, por ultrapassarem, para todos os elementos em estudo, os limites previstos pelo EILs, e as concentrações referentes à amostra SR por serem, todas elas, inferiores a estes limites.

Em Inglaterra e País de Gales, existem várias organizações responsáveis pelos solos contaminados e pelos seus impactes, que estabeleceram políticas que requerem intervenção quando a contaminação coloca em risco a saúde pública e o ambiente, como o *Health and Safety Executive* (HSE) (Hamilton, 2000) (Tabela 6.XXIII). As políticas adoptadas requerem acções de remediação quando a contaminação atinge níveis inaceitáveis ou constitui um potencial risco para o Homem ou Ambiente, tendo em conta os custos envolvidos e a abordagem de Desenvolvimento Sustentável (Hamilton, 2000).

Tabela 6.XXIII. Concentrações (mg/kg) previstas pelo HSE (Inglaterra e País de Gales) na classificação de solos contaminados (adaptado de Hamilton, 2000).

Elemento metálico	*Solos não contaminados*	*Levemente contaminado*	*Contaminado*	*Muito contaminado*	*Invulgarmente contaminado*
As	<30	30-50	50-100	100-500	>500
Pb	<200	200-500	500-1000	1000-5000	>5000
Zn	<250	250-500	500-1000	1000-5000	>5000

De acordo com os dados da Tabela 6.XXIII, pode-se afirmar que as concentrações de As, Pb e Zn, determinadas no solo SR se encontram entre os limites previstos pela referida organização. O solo de referência (SR) seleccionado, de acordo com as concentrações dos elementos em estudo, insere-se na categoria dos solos não contaminados. No que diz respeito à amostra S1, a concentração de As encontra-se na categoria de Muito Contaminado (206mg/kg), assim como o Pb (3021mg/kg) e o Zn (2341mg/kg). Por sua vez a amostra S2 apresenta concentração de As característica de solos não contaminados (27mg/kg) e, a concentração de Pb (636mg/kg) e de Zn (841mg/kg) de solos contaminados. O solo S1 apresenta-se muito contaminado e, de acordo com as políticas do HSE, deveria ser sujeito a acção de remediação, de modo a preservar o ecossitema em questão.

A acidez e as elevadas concentrações de metais pesados, móveis e biodisponíveis nos solos, proporcionam más condições para o crescimento de plantas, justificando a escassa vegetação geralmente verificada nos locais de prospecção (Boularbah, 2006b), cenário que sucede também na antiga área mineira de Terramonte. A concentração total de metais num solo fornece-nos poucas informações relativas à sua mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade, pelo que a realização de testes de toxicidade, como o MetPLATE, fornecem indicações gerais sobre a biodisponibilidade dos metais nos solos (Boularbah, 2006b), permitindo avaliar os reais efeitos das concentrações presentes em determinado local. A resposta das plantas, aos metais pesados presentes nos solos, depende da espécie em questão, da concentração dos metais e da sua

biodisponibilidade que, por sua vez, depende das características físico-químicas dos solos como foi referido anteriormente (Boularbah, 2006b).

Nos solos contaminados assiste-se à diminuição da diversidade e abundância de espécies vegetais, comparativamente com áreas sem este tipo de impactes (Cherry, 2001). Por outro lado, também é frequente ocorrer a substituição de espécies intolerantes por espécies tolerantes nestes locais (Cherry, 2001).

Os solos de zonas metalíferas, que frequentemente apresentam elevadas concentrações de elementos metálicos, podem sustentar o crescimento de espécies de plantas específicas, designadas por metalófitas (Boularbah, 2006a). Estas plantas, que à muito mobilizam o interesse de botânicos, são pontenciais ferramentas de fitoremediação (fitoestabilização e fitoextracção), utilizadas como alternativa viável a métodos físicos e químicos de remediação de solos (Boularbah, 2006a). Algumas destas plantas hipertolerantes têm, também, a capacidade de acumular elevadas concentrações de metais nos seus tecidos. As plantas hiperacumuladoras podem acumular níveis extremamente elevados de metais nos seus tecidos, comparativamente às plantas acumuladoras. Para classificar uma planta como hipercacumuladora, o critério de concentração depende do tipo de metal (Boularbah, 2006a). Por outro lado, as plantas tolerantes podem ser utilizadas como ferramentas de revegetação para o controlo da erosão em locais contaminados com metais (Wilson, 2007). A hiperacumuladora *Thlaspi caerulescens* foi referenciada com concentrações de Cd na ordem dos 3000mg/kg (Boularbah, 2006a).

Seria importante avaliar os níveis de elementos metálicos nas plantas da antiga área mineira de Terramonte, assim como efectuar o levantamento das espécies vegetais, de modo a verificar a ocorrências de plantas tolerantes ou acumuladoras. Embora as plantas possam bioacumular os contaminantes metálicos, verificou-se que elas procedem à sua compartimentação, dividindo-os pelas diferentes zonas (Wilson, 2007). Por esta razão, é imperativo a avaliação das concentrações de metais nos caules, folhas e estruturas reprodutoras, uma vez que estas são variáveis.

7. CONCLUSÕES

Os rejeitados de Terramonte, constituídos por materiais de granulometria muito fina, são facilmente remobilizados e transportados por ventos e águas. Assim, e dado que os contaminantes metálicos se associam, preferencialmente, às partículas dos sedimentos com granulometria mais fina (Mlayah, 2009), as análises químicas dos sedimentos de Terramonte foram efectuadas na fracção de dimensão inferior a 63µm. As concentrações determinadas foram muito elevadas, destacando-se o As, Pb e Zn, e verificou-se que as mesmas não diminuem ao longo da Ribeira da Castanheira. As concentrações mais elevadas foram obtidas na amostra recolhida 1200m a jusante da escobreira. Os sedimentos funcionam como fonte de contaminantes para as águas em circulação. As alterações das condições físico-químicas no meio são responsáveis pela remobilização dos contaminantes metálicos dos sedimentos para as águas interticiais e destas para a coluna de água (Blasco, 2000).

Apesar de não existir regulamentação da Comissão Europeia, para as concentrações de elementos metálicos nos sedimentos, a Holanda, o Canadá e a Austrália-Nova Zelândia têm uma longa tradição legislativa nesta área. De acordo com as concentrações de elementos metálicos para sedimentos estabelecidas pela Holanda, Canadá e Austrália, é possível afirmar que os sedimentos da Ribeira da Castanheira representam uma séria situação de poluição, favorável à eliminação de todos os organismos bentónicos e impedindo a sua fixação (ANZECC, 2000) e onde existe uma grande probabilidade de ocorrência de efeitos biológicos adversos (Gore, 2007). As elevadas concentrações de elementos metálicos, nos sedimentos da Ribeira da Castanheira, contribuem para a ausência de organismos vivos macroscópicos nas águas da Ribeira. Uma vez que a ANZECC (2000) considera que o estudo dos impactes ambientais envolvendo sedimentos deve incluir a combinação de bioensaios de toxicidade, medições de contaminantes químicos e análises de macroinvertebrados, de modo a tornar a abordagem mais abrangente e completa, sugere-se que, em trabalhos futuros, se realizem bioensaios utilizando sedimentos.

Os ensaios de lixiviação permitiram avaliar a disponibilidade de As, Pb e Zn presentes nos sedimentos para as águas de superfície. Apesar das concentrações de elementos metálicos nos sedimentos serem muito elevadas, os mesmos não se encontram disponíveis para serem mobilizados por águas com pH neutro, dadas as baixas concentrações a que se encontram nos eluatos. Nestas análises destacam-se as elevadas concentrações de Zn, comparativamente às concentrações de As e Pb. Estas diferenças podem ser relacionadas com o facto do As e Pb se encontrarem fixos,

provavelmente, em minerais secundários com baixa solubilidade (Lottermoser, 1999) e com o conteúdo em argilas dos sedimentos (Passariello, 2002). No entanto, os resultados obtidos com a DRX não permitiram aferir a constituição mineralógica dos sedimentos, pelo que não se pode afirmar que, no caso de Terramonte, os minerais secundários de baixa solubilidade ou as argilas condicionem as baixas concentrações de As e Pb. Uma vez que os ensaios de lixiviação foram efectuados exclusivamente com água destilada, sugere-se que, em trabalhos futuros, os mesmos sejam também processados com com águas de pH ácido, de modo a simular águas mais características do ambiente onde ocorre drenagem mineira.

A quantificação de elementos metálicos, nas águas da Ribeira da Castanheira, possibilitou a constatação da sua remobilização a partir dos sedimentos, em contexto natural. Os resultados obtidos, concordantes com as concentrações dos eluatos, ilustram que, apesar do As e Pb se encontrarem nos sedimentos, não estão a ser totalmente mobilizados para as águas, devido à sua provável inclusão em minerais secundários com baixa solubilidade (Kwong, 1997; Hudson-Edwards, 1999; Harris, 2003; Freire Ávila, 2005; Lin, 2007). Por sua vez, as elevadas concentrações de Zn podem estar relacionadas com a sua inclusão em minerais secundários com elevada solubilidade. Como o caudal da Ribeira da Castanheira é muito reduzido, estes elementos podem atingir concentrações de saturação, precipitando nos sedimentos. A retenção dos elementos metálicos aumenta a qualidade das águas de superfície, mas degrada a qualidade dos sedimentos (Harris, 2003; Freire Ávila, 2005). Seria importante determinar os minerais secundários presentes nos sedimentos da Ribeira da Castanheira e avaliar a sua potencial relação com as concentrações dos elementos metálicos nas suas águas.

Estes elementos precipitados podem ser remobilizados, em qualquer altura, para as águas, por alteração das condições físico-químicas do meio (Hudson-Edwards, 1999; Harris, 2003; Freire Ávila, 2005). Dada a elevada pluviosidade e a grande amplitude térmica, características da região, considera-se pertinente verificar se ocorrem variações sazonais nos conteúdos metálicos, devidas à formação de minerais secundários solúveis como o verificado por Kwong *et al.* (1997). A problemática da variação sazonal prende-se com as primeiras chuvas que, dissolvendo os minerais secundários, libertam os contaminantes e conduzem à ocorrência de picos de concentração com consequências, muitas vezes, severas.

Por outro lado, as diferenças entre a concentração de Zn nos eluatos e nas águas da Ribeira da Castanheira devem-se ao pH neutro das águas dos ensaios de lixiviação (as águas da Ribeira da Castanheira apresentam pH mais ácido), assim como a factores de carácter biológico, como a existência de bactérias (cuja actividade pode condicionar a

acidificação do meio). Tal relação é ilustrada pela ocorrência de correlação negativa (-0,975; *p<0,001*) entre a concentração de Zn e o pH das águas da Ribeira da Castanheira, explicando a ocorrência das concentrações mais elevadas de Zn nos locais com pH mais ácido. A diminuição do pH condiciona o aumento da mobilidade dos iões de Zn nas suas matrizes sólidas (Hudson-Edwards, 1999; Wilson, 2007), libertando-os para as águas, e favorece a sua permanência em solução (Concas, 2006), tornando-os disponíveis para o biota. A forte correlação negativa, entre o pH e a condutividade das águas (-0,975; *p<0,001*), evidencia a relação inversamente proporcial entre entes dois parâmetros.

A concentração de elementos metálicos determinada nas águas, tal como sucede com os sedimentos, não diminui ao longo da Ribeira da Castanheira. Assim, as elevadas concentrações nos sedimentos e a remobilização clástica dos materiais presentes nas vertentes da Ribeira funcionam como pontos de *input* dos elementos em análise.

No caso particular de Terramonte, os elementos preocupantes nas águas são o Pb e o Zn, em função das *guidelines* previstas no Decreto Ministerial 471/99 (Itália) e pela Comissão Europeia (Hudson-Edwards, 1999). As concentrações destes elementos excedem os limiares, estabelecidos pela ANZECC (2000), para a protecção de 80% das espécies.

Existem *guidelines*, publicadas por muitas entidades, que regulamentam a qualidade das águas em função da sua utilização. No entanto, não se verifica uniformidade nos vários limites estabelecidos. A monitorização e fiscalização ficariam facilitadas com uma maior uniformidade destes valores, uma vez que a hidrosfera não apresenta "fronteiras" demarcadas. Considera-se que a Comissão Europeia deveria concertar esforços no sentido de estabelecer limites máximos para os diferentes contaminantes nos vários compartimentos ambientais, uniformes para o maior número de países do continente Europeu e, na medida dos possíveis, estendê-los aos países que partilham fronteiras.

A principal preocupação com as águas da Ribeira prende-se com o uso recreativo, que as populações locais fazem delas, na confluência da Ribeira da Castanheira com o Rio Douro. Como as concentrações de Pb e Zn são muito superiores aos limites previstos pela ANZECC (2000) para águas recreativas, considera-se importante esclarecer a população local para os perigos de se banharem nestas águas e contactarem com os sedimentos acumulados no local.

Apesar das águas recolhidas no poço e minas apresentarem melhor qualidade, comparativamente às águas recolhidas na Ribeira, algumas das amostras apresentam concentrações de elementos metálicos superiores às previstas pela ANZECC (2000) para as águas de consumo humano. As águas com as concentrações mais elevadas e pH

mais ácido foram recolhidas nas minas mais à superfície. A água recolhida no poço (com nível freático aos 7,40m) apresentou as concentrações de As, Pb e Zn mais reduzidas e o pH mais próximo da neutralidade, permitindo concluir que não ocorre, pelo menos no local em questão, contaminação das águas subterrâneas por elementos derivados da actividade mineira de Terramonte

Os resultados obtidos nos solos são concordantes com a possibilidade das acumulações de resíduos mineiros, nas margens da Ribeira da Castanheira, serem as responsáveis pelo *input* de elementos metálicos, tal como sucede com os sedimentos e as águas. Uma vez nos solos, os metais podem ficar retidos (Liao, 2008), ser absorvidos pelas plantas ou atingir as águas subterrâneas (Boularbah, 2006a). A principal preocupação com a contaminação dos solos da área mineira de Terramonte prende-se com a bioacumulação destes elementos por plantas e a sua posterior ingestão por animais.

As concentrações presentes nos solos S1 e S2 ultrapassam os valores previstos no EILs, evidenciando o risco para a preservação dos valores ecológicos (NEPC, 1999). Por sua vez, de acordo com os limites estabelecidos pelo HSE, o solo S1 insere-se na categoria dos *Muito Contaminados*, enquanto o solo S2 apresenta concentrações de Pb e Zn coincidentes com a categoria dos *Solos Contaminados*. Portanto, de acordo com as políticas estabelecidas pelo HSE, o solo S1 deveria ser sujeito a acção de remediação, de modo a preservar o ecossitema em questão (NEPC, 1999). Os parâmetros pH e condutividade não foram quantificados nas amostras de solos, muito embora, em trabalhos a desenvolver, se deva proceder a essa mesma quantificação, uma vez que estamos na presença de sulfuretos, cuja oxidação promove a acidificação do meio, condicionando a mobilidade dos elementos metálicos (Boularbah, 2006a).

Os diferentes compartimentos ambientais em análise apresentam-se contaminados com elementos metálicos, derivados dos resíduos da actividade mineira de Terramonte, que foram dispersos a partir da escombreira estabelecida no vale da Ribeira da Castanheira. As acumulações destes resíduos ao longo das margens da Ribeira são, actualmente, a grande fonte destes contaminantes, degradando a qualidade dos sedimentos, águas e solos. No entanto, as águas recolhidas em profundidade, não apresentam evidências de contaminação pelos mesmos elementos.

A requalificação do passivo ambiental existente em Terramonte consistiu, essencialmente, no confinamento da principal escombreira estabelecida no vale da Ribeira da Castanheira e na construção de valas para a condução das águas pluviais. Esta intervenção é um importante contributo para o aumento da qualidade ambiental da antiga área mineira de Terramonte. No entanto, as concentrações de elementos

metálicos determinadas demonstram que esta intervenção é insuficiente para a total resolução do passivo ambiental.

8. BIBLIOGRAFIA

Allan, C.J., 1965. A mineração em Portugal na antiguidade. Boletim de Minas 2, 139-175.

Alloway, B.J., 1995. Heavy metals in soils, 2nd Edition ed. Blackie Academic & Professional.

Andrus, C.D., Menard, H.W., 1980. Principles of a Resouce/Reserve Classification for Minerals, in: U.S. Bureau of Mines, U.S.G.S. (Ed.), p. 8.

ANZECC, 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality: Volume 2 - Aquatic Ecosystems - Rationale and Background Information, in: Council, A.a.N.Z.E.a.C. (Ed.). Nacional Water Quality Management Strategy.

Baker, B.J., Banfield, J.F., 2003. Microbial Communities in acid mine drainage. Federation of European Microbiological Societies 44, 139-152.

Banks, D., Younger, P.L., Arnesen, R.T., Iversen, E.R., Banks, S.B., 1997. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. Environmental Geology 3, 157-174.

Bendayan, E., 1969. A oficina de tratamento do minério de Terramonte. Boletim de Minas 6, 11-21.

Bervoets, L., De Witt; M., Cooman, W., Seuntjens, P., Verheyen, 1999. Spatial variability in characteristics and trace metal levels in sediments from watercourses. Toxicological & Environmental Chemistry 68, 233-246.

Bjerkeng, B., Hylland, K., Ruus, A., Rygg, B., Künitzer, A., 2003. Hazardous substances in the European marine anvironment: Trends in metals and persistent organic pollutants, in: Agency, E.E. (Ed.). European Comission, p. 85.

Blasco, J., Sáenz, V., Gómez-Parra, A., 2000. Heavy metal fluxes at the sediment-water interface of three coastal ecosystems from south-west of the Iberian Peninsula. The Science of the Total Environment 247, 189-199.

Borges, F.S., 1996. Elementos de Cristalografia, 2ª Edição ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Borrego, C., Coutinho, M., Mata, P., Pinho, R., 2008. Plano de acção para a qualificação do ambiente no Norte de Portugal 2008-2010, in: Ministério do Ambiente, d.O.d.T.e.d.D.R. (Ed.). Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDR-N), p. 112.

Boularbah, A., Schwartz, C., Bitton, G., Aboudrar, W., Ouhammou, A., Morel, J.L., 2006a. Heavy metal contamination in South Marocco: 2.Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. Chemosphere 63, 811-817.

Boularbah, A., Schwartz, C., Bitton, G., Morel, J.L., 2006b. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: 1. Use of a biotest to assess metal toxicity of tailings and soils. Chemosphere 63, 802–810.

Calaes, G.D., 2006. Planejamento Estratégico,Competitividade e Sustentabilidade na Indústria Mineral : dois casos de não metálicos no Rio de Janeiro. CYTED-CETEM, Rio de Janeiro.

Cappuyns, V., Swennen, R., Vandamme, A., Niclaes, M., 2006. Environmental impact of the former Pb–Zn mining and smelting in East Belgium. Journal of Geochemical Exploration 88, 6-9.

Carapeto, C., 1999. Poluição das águas: causas e efeitos, 1ª ed. Universidade Aberta, Lisboa.

Carvalho, D., 1994. Passado e futuro dos recursos minerais em Portugal. Colóquio/Ciências: Revista de Cultura Científica, nº14: 49-69.

Cherry, D.S., Currie, R.J., Soucek, D.J., Latimer, H.A., Trent, G.C., 2001. An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges. Environmental Pollution 111, 377-388.

Concas, A., Ardau, C., Cristini, A., Zuddas, P., Cao, G., 2006. Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. Chemosphere 63, 244–253.

Couto, M.H.M., 1993. As mineralizações de Sb-Au da Região Dúrico-Beirã, Departamento de Geologia. Universidade do Porto, Porto, p. 463.

Csuros, M., Csuros, C., 2002. Environmental sampling and analysis for metals, CRC Press ed. Lewis Publishers.

Delfim, C., 1994. Passado e futuro dos recursos minerais em Portugal. Colóquio/Ciências: Revista de Cultura Científica, nº14: 49-69.

Dudka, S., Adriano, D.C., 1997. Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review Journal of Environmental Quality 26, 590-602.

Evangelou, V.P., 1995. Pyrite Oxidation and Its Control. CRC Press, USA.

Evans, A.M., 1997. An introduction to economic geology and its environmental impacts. Blackwell Science, United Kingdom.

Evans, A.M., 2005. Ore geology and industrial minerals - An introduction, 3rd Edition ed.

Ferrão, C.A., 2005. Minas e Pantominas: aspectos positivos e negativos da mineração, Portugal.

Freire Ávila, P., Santos Oliveira, J.M., Ferreira da Silva, E., Cardoso Fonseca, E., 2005. Geochemical signatures and mechanisms of trace elements dispersion in the area

of the Vale das Gatas mine (Northern Portugal). Journal of Geochemical Exploration 85, 17–29.

Fuge, R., 2005. Anthropogenic Sources, in: Olle Selinus, R.F. (Ed.), Essencials of Medical Geology: Impacts of the natural environment on public health. Elsevier Academic Press, London, p. 812.

Gaspar, O.C., 1967. Os minérios do jazigo de Pb-Zn-Ag de Terramonte (o problema da ocorrência da prata). Estudos, Notas e Trabalhos do serviço de Fomento Mineiro Vol. XVI - Fascs. 3-4, 175-187.

Gore, D.B., Preston, N.J., Fryirs, K.A., 2007. Post-rehabilitation environmental hazard of Cu, Zn, As and Pb at the derelict Conrad Mine, eastern Australia. Environmental Pollution 148, 491-500.

Gosar, M., 2004. Environmental impacts of metal mining. Materials and Geoenvironment 51, 2097-2107.

Goyer, R.A., Clarkson, T.W., 2001. Toxic effects of metals, in: Klaassen, C.D. (Ed.), Toxicology - the basic science of poisons, 6th edition ed. McGraw-Hill Professional, p. 772.

Gray, N.F., 1998. Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems. Water Research 32, 2122-2134.

Hamilton, E.I., 2000. Environmental variables in a holistic evaluation of land contaminated by historic mine wastes: a study of multi-element mine wastes in West Devon, England using arsenic as an element of potential concern to human health. The Science of the Total Environment 249, 171-221.

Harris, D.L., Lottermoser, B.G., Duchesne, J., 2003. Ephemeral acid mine drainage at the Montalbion silver mine, north Queensland. Australian Journal of Earth Sciences
50, 797-809.

Hodgson, E., LeBlanc, G.A., Meyer, S.A., Smart, R.C., Leidy, R.B., Cope, W.G., Baynes, R.E., Rose, R.L., Levi, P.E., Branch, S., Blake, B.L., Bonner, J.C., Selgrade, M.K., Cunny, H., Shea, D., 2004. A Textbook of modern Toxicology, 3rd Edition ed. John Wiley & Sons, Inc. .

Hudson-Edwards, K.A., Schell, C., Macklin, M.G., 1999. Mineralogy and geochemistry of alluvium contaminated by metal mining in the Rio Tinto area, southwest Spain. Applied Geochemistry 14, 1015-1030.

Jung, M.J., 2008. Contamination by Cd, Cu, Pb, and Zn in mine wastes from abandoned metal mines classified as mineralization types in Korea. Environmental Geochemistry Health 30, 205–217.

Kesler, S.E., 1976. Our finite mineral resources. McGraw-Hill.

Kesler, S.E., 1994. Mineral Resources, economics and the environment. Macmillan College Publishing Company Inc., Nova York.

Khalil, H., Hamiani, O., Bitton, G., Ouazzani, N., Boularbah, A., 2008. Heavy metal contamination from mining sites in South Marocco: monitoring metal content and toxicity of soil runoff and groundwater. ENvironmental Monitoring Assessment 136, 147-160.

Khodadoust, A.P., Reddy, K.R., Maturi, K., 2005. Effect of different extraction agents on metal and organic contaminant removal from a field soil. Journal of Hazardous Materials B117, 15–24.

Kim, M.J., Ahn, K.H., Lee, S., Lim, B.R., 2003. Arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, and zinc contamination in mine tailings and nearby streams of three abandoned mines from Korea. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 70, 942-947.

Koehler, G.A., 1966. Minas de Terramonte. Boletim de Minas 3, 3-16.

Kraemer, S.M., Hering, J.G., 2004. Biogeochemical controls on the mobility and bioavailability of metals in soils and groundwater. Aquatic Sciences 66, 1-2.

Kwong, Y.T.J., Roots, C.F., Roach, P., Kettley, W., 1997. Post-mine metal transport and attenuation in the Keno Hill mining district, central Yukon, Canada. Environmental Geology 30, 98-107.

Lee, C.G., Chon, H.T., Jung, M.C., 2001. Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea. Applied Geochemistry 16, 1377–1386.

Liao, G., Liao, D., Li, Q., 2008. Heavy metals contamination characteristics in soil of different mining activity zones. Transactions of Nonferrous Metals Society of China 18, 207-211.

Lin, C., Wu, Y., Lu, W., Chen, A., Liu, Y., 2007. Water chemistry and ecotoxicity of an acid mine drainage-affected stream in subtropical China during a major flood event. Journal of Hazardous Materials 142, 199–207.

Lottermoser, B.G., Ashley, P.M., Lawie, D.C., 1999. Environmental geochemistry of the Gulf Creek copper mine area, north-eastern New South Wales, Australia. Environmental Geology 39, 61-74.

Macklin, M.G., Brewer, P.A., Hudson-Edwards, K.A., Bird, G., Coulthard, T.J., Dennis, I.A., Lechler, P.J., Miller, J.R., Turner, J.N., 2006. A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining. Geomorphology 79, 423–447.

Martínez, J., Llamas, J., Miguel, E., Rey, J., Hidalgo, M.C., 2007. Determination of the geochemical background in a metal mining site: example of the mining district of Linares (South Spain). Journal of Geochemical Exploration 94, 19-29.

Medeiros, A.C., Pilar, L., Fernandes, A.P., 1964. Carta Geológica de Portugal (na escala 1/50 000) – Notícia explicativa da folha 13-B Castelo de Paiva. Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos, Lisboa.

Milenkovic, N., Damjanovic, M., Ristic, M., 2005. Study of heavy metal pollution in sediments from the Iron Gate (Danube River), Serbia and Montenegro. Polish Journal of Environmental Studies 14, 781-787.

Mlayah, A., Ferreira da Silva, E., Rocha, F., Ben Hamza, Ch., Charef, A., Noronha, F., 2009. The Oued Mellègue: mining activity, stream sediments and dispersion of base metals in natural environments, North-western Tunisia. Journal of Geochemical Exploration 102, 27-36.

Moon, C.J., Evans, A.M., 2006. Ore, Mineral Economics and Mineral Exploration, in: Moon, C.J., Whateley, M.K.G., Evans, A.M. (Ed.), Introduction to mineral exploration, 2nd Edition ed. Blackwell Publishing, Victoria, p. 481.

Moore, J.N., Luoma, S.N., 1990. Hazardous wastes from large-scale metal extraction: a case study. Environmental Science and Technology 24, 1278-1285.

Navarro, M.C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Vidal, J., Tovar, P.J., Bech, J., 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. Journal of Geochemical Exploration 96, 183–193.

NEPC, 1999. Schedule B (1) - Guideline on the Investigation Levels for Soils and Groundwater, in: Council, N.E.P. (Ed.). NEPC, p. 12.

Neves, P.C.P., Schenato, F., Bachi, F.A., 2003. Introdução à mineralogia prática, 2ªEd. ed. Editora ULBRA, S. Paulo.

Nowak, P., Socha, R.P., 2006. Oxidation and dissolution of metal sulfides from flotation wastes in circulating water - The fate of sulfide sulfur. Physicochemical Problems of Mineral Processing 40, 135-148.

Olías, M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Cerón, J.C., Cánovas, C.R., 2004. Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: the Odiel River (South West Spain). Science of The Total Environment 333, 267– 281.

Osher, L.J., Leclerc, L., Wiersma, G.B., Hess, C.T., Guiseppe, V.E., 2006. Heavy metal contamination from historic mining in upland soil and estuarine sediments of Egypt Bay, Maine, USA. Estuarine, Coastal and Shelf Science 70, 169-179.

Pascalicchio, A.A.E., 2002. Contaminação por metais pesados: saúde pública e medicina ortomolecular. Publicado Annablume.

Passariello, B., Giuliano, V., Quaresima, S., Barbaro, M., Caroli, S.,Forte, G.,Carelli, G., Iavicoli, I., 2002. Evaluation of the environmental contamination at an abandoned mining site. Microchemical Journal 73, 245-250.

Pulford, I.D., MacKenzie, A.B., Donatello, S., Hastings, L., 2009. Source term characterisation using concentration trends and geochemical associations of Pb and Zn in river sediments in the vicinity of a disused
mine site: Implications for contaminant metal dispersion processes. Environmental Pollution 157, 1649-1656.

Riba, I., Blasco, J., Jiménez-Tenorio, N., Ángel DelValls, T., 2005. Heavy metal bioavailability and effects: I. Bioaccumulation caused by mining activities in the Gulf of Cádiz (SW, Spain). Chemosphere 58, 659–669.

Ribeiro, A., Antunes, M.T., Ferreira, M.P., Rocha, R.B., Soares, A.F., Zbyszewski, G., Moitinho de Oliveira, F., Carvalho, D.,Monteiro, J.H., 1979. Introduction à la Geologie Générale du Portugal. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

Ripley, E.A., Redmann, R.E, Crowder, A.A., 1995. Environmental Effects of Mining. CRC St. Lucie Press, St. Lucie.

Salomons, W., 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. Journal of Geochemical Exploration 52, 5-23.

Santos Oliveira, J.M., Farinha, J., Matos, J.X., Ávila, P., Rosa, C., Canto Machado, M.J., Daniel, F.S., Martins, L., Machado Leite, M.R., 2002. Diagnóstico ambiental das principais áreas mineiras degradadas do país. Boletim de Minas 39, 67-85.

Schwab, P., Zhu, D., Banks, M.K., 2007. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. Bioresource Technology 98, 2935–2941.

Seal, R.R., Hammarstrom, J.M., 2003. Chapter 2. Geoenvironmental models of mineral deposits: examples from massive sulfide and gold deposits, in: Jambor, J.L., Blowes, D.W., Ritchie, A.I.M. (Ed.), Environmental aspects of mine wastes. Mineralogical Association of Canada, Vancouver, p. 430.

Sengupta, M., 1993. Environmental Impacts of Mining: monitoring, restoration and control. Lewis Publishers.

Shaw, D.M., 2006. Trace elements in magma: a theoretical treatment, 1st ed. Cambridge University Press.

Skinner, B.J., 1970. Recursos Minerais da Terra, Ed. Edgard Blucher LTDA. ed, S.Paulo.

Skinner, B.J., 1997. Hydrothermal mineral deposits: what we do and dont know, in: Barnes, H.L. (Ed.), Geochemistry of hidrothermal ore deposits, 3rd ilustrated ed. John Willey and Sons, p. 972.

Torres, V.F.N., Diniz da Gama, C., 2005. Engenharia ambiental e aplicações. CYTED-CETEM, Rio de Janeiro.

Turner, G., 2008. A comparison of the limits to growth with thirty years of reality, Socio-Economics and the Environment in Discussion. CSIRO, Australia.

Vangronsveld, J., Van Assche, F., Clijsters, H., 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. Environmental Pollution 87, 51-59.

Vaughan, W.S., Felderhof, S., 2002. International Mineral Resouces and Mineral Mineral Reserve - Classification and reporting systems, the 48th Annual Rocky Mountain Mineral Law Institute, Nevada.

von der Heyden, C.J., New, M.G., 2004. Sediment chemistry: a history of mine contaminant remediation and an assessment of processes and pollution potential. Journal of Geochemical Exploration 82, 35–57.

Walker, D.J., Clemente, R., Bernal, M.P., 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metals availability and growth of Chenopodium album L. in a soil contaminated py piritic mine waste. Chemosphere 57, 215-224.

Ward, M.L., Bitton, G., Townsend, T., 2005. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. Chemosphere 60, 206–215.

Wilson, B., Pyatt, F.B., 2007. Heavy metal dispersion, persistance, and bioccumulation around an ancient copper mine situated in Anglesey, UK. Ecotoxicology and Environmental Safety 66, 224-231.

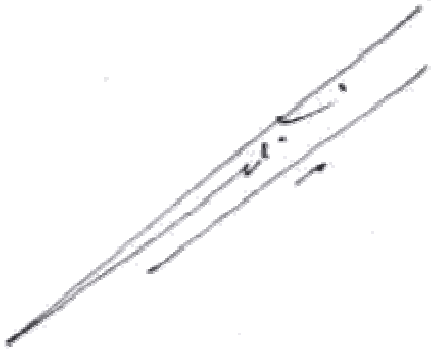
Wood, J.M., 1974. Biological cyclesfor toxic elements in the environment. Science 183, 1049-1153.

Yamamoto, J.K., 2001. Avaliação e classificação de reservas minerais. EdUSP.

9. Anexos

MITEL-MINAS DE TERRAMONTE, LDA.

SEDE SOCIAL - Campo Pequeno, 21 - 5.º Esq. - Lisboa • EXPLORAÇÕES MINEIRAS - Terramonte, Castelo de Paiva



MINAS DE TERRAMONTE

NOTA DESCRITIVA

Mitel e seus associados:

PLACER DEVELOPMENT LIMITED
COMPAGNIE ROYALE ASTURIENNE DES MINES
NORANDA MINES LIMITED
VERNON F. TAYLOR JR.

Agradecem a honrosa presença de V. Exa. no dia da inauguração oficial

12 de Fevereiro de 1966

Situação Geográfica

A mina de Terramonte situa-se a 20 km «à vol d'oiseau», a SE de Porto, na freguesia de Raiva, concelho de Castelo de Paiva, distrito de Aveiro, na margem sul do rio Douro, a menos de 2 km do rio e a meia distância da Ponte de Entre-os-Rios (10 km) e a aldeia de Pedorido (8 km).

Acesso

A partir da estrada de Sobrado de Paiva a Pedorido, chega-se à mina por um caminho alcatroado com 2,450 m, construído especialmente para o efeito.

Geologia e Reservas

A mina explora o filão de Terramonte. Com uma direcção SW-NE, este filão de quartzo apresenta uma forte inclinação para NW (cerca de 80.°), com uma possança de 5 a 15 m, tendo no muro uma zona mineralizada em galena e blenda finamente cristalizadas.

A possança desta zona mineralizada, que no piso 50 é de 4 m, varia entre 0,50 m a 1,50 m, com uma média geral de 1,00 m. O comprimento mineralizado já reconhecido é de 450 m no piso 100 e de 550 m, no piso 150.

A mineralização foi reconhecida por sondagens até à profundidade de 270 m e as reservas totais calculadas elevam-se a

427.000 toneladas com 4,16 % de Pb — 3 35 % de Zn e 224 gr. de Ag./t.

Situação Administrativa

A mina pertence a M. I. T. E. L. (Minas de Terramonte, Lda.), sociedade por cotas, cujo capital social está repartido em partes iguais pelas quatro Empresas:

Compagnie Royale Asturienne des Mines
Vernon F. Taylor Junior
Noranda Mines Limited
Placer Development Limited

M. I. T. E. L. possue as sete seguintes concessões, datadas de Novembro de 1958, concessões para chumbo, zinco e prata que recobrem a totalidade do jazigo:

N.ª 213	Serra de Montalto com.	42,7782 ha
N.° 382	Terramonte com.	50,0000 ha
N.° 383	Ribeiro da Lomba com.	50,0000 ha
N.° 1804	Ribeiro de Castanheira com	50,0000 ha
N.ª 1805	Guardunha com	21,8500 ha

N.º 1806 Serradelo com	55,8750 ha
N.º 1807 Ourais com	74,4375 ha
Representando uma área total de.	351,9407 ha

Resumo Histórico

Vários trabalhos já haviam sido feitos na rede filoneana deste jazigo, principalmente no fim do século passado, entre 1860 e 1890.

Foi por essa altura que o filão de Terramonte foi reconhecido, tendo sido mesmo explorado, até à profundidade de 50 m, com uma possança de 4 m e com um comprimento de 140 m.

No âmbito da sua missão geral de valorizar as riquezas mineiras do País, a Direcção Geral de Minas, por intermédio do Fomento Mineiro, empreendeu entre 1955 e 1960 a primeira avaliação racional e séria das possibilidades do filão Terramonte. Foi aberta no piso 150 uma galeria de 800 m, tendo por fim reconhecer e traçar a parte mineralizada do filão. O conjunto dos trabalhos então realizados representam uma despesa de 2.000.000$00.

Em Junho de 1960, o jazigo foi objecto de estudo pela sociedade The Portuguese American Tin C.ª que desistiu da exploração deste jazigo depois dos estudos laboratoriais levados a cabo terem demonstrado dificuldades na flutuação do minério, devido ao grau de finura da sua mineralização.

Em 5 de Março de 1962, este assunto foi retomado pela Compagnie Royale Asturienne des Mines a qual, primeiro só, e, em seguida, associada com Placer, Noranda e Taylor, empreendeu, mediante um contrato de opção, trabalhos de reconhecimento suplementares, principalmente prolongando as traçagens em filão e efectuando novas sondagens, mais profundas e mais numerosas para jusante. Foram feitos vários ensaios de tratamento do minério, tendo o estudo efectuado sobre o valor económico do jazigo levado a conclusão favorável, no final do verão de 1964.

A decisão de explorar a mina foi tomada em fins de Outubro de 1964 e treze meses depois, em 29 de Novembro de 1965, foram concluídos os trabalhos de equipar a mina que entrou imediatamente em produção.

Exploração Mineira

A mina compreende um poço equipado com uma instalação moderna de extracção por «skip» e contra pêso, construído por P. I. C.

A máquina de extracção é uma polia Koepe, com duplo cabo e 2,20 m de diâmetro, com motor de 103 KW, estando o conjunto colocado no cimo de uma torre metálica de 30 m de altura.

O «skip» tem uma carga útil de 3,8 t, deslocando-se com uma velocidade de 3,5 m por segundo.

A instalação tem uma capacidade de extracção de 350 toneladas por dia, trabalhando em dois turnos de seis horas, a uma profundidade máxima de 400 m.

O método de exploração é o de câmara-armazém (shrinkage stopping) com painéis de 50 metros de altura e 30 ou 60 metros de comprimento.

Oficina de Tratamento

A oficina de tratamento é constituída por uma instalação de britagem e uma lavaria de flutuação com uma capacidade de 10 toneladas/hora, permitindo tratar anualmente 75.000 t de minério «tal qual».

Energia Eléctrica

A potência total dos motores instalados é de 1465 CV.

A energia eléctrica é fornecida a 15.000 volts pela Sociedade Eléctrica Duriense e transformada na tensão de utilização de 220/380 volts por dois postos de transformação de 630 KVA cada, construídos pela sociedade INEL, com material EFACEC, do Porto.

Ar Comprimido

O ar comprimido para os trabalhos da mina é fornecido por uma central construída nas proximidades do poço e compreende dois compressores Atlas Copco, sendo um de 250 CV e outro de 125 CV.

Como compressor de reserva, existe outro Ingersoll Rand, de 75 CV.

Água

A água necessária para o funcionamento da instalação é de 800 m3/dia.

As águas da lavaria são parcialmente reaproveitadas, à razão de 500 m3/dia, sendo os outros 300 m3 bombeados do rio Douro.

A instalação de bombagem com um caudal de 20 m3/hora, com uma altura manométrica total de 280 m, compreende quatro grupos moto-bombas sucessivos e 2700 m de canalização.

Na extremidade da instalação de bombagem existe um reservatório de 500.000 litros, situado a um nível superior ao da instalação de flutuação.

Serviços Anexos

Na plataforma da mina, na proximidade imediata do poço e da oficina de tratamento, foram construídos, preparados e equipados diversos edifícios para serviços anexos à mina:

— Um grande edifício destinado aos escritórios, armazém e vestiário com balneário para o pessoal
— O Laboratório de análises e preparação de amostras
— As oficinas.

Pessoal Efectivo

O pessoal permanentemente empregado na mina é o seguinte:

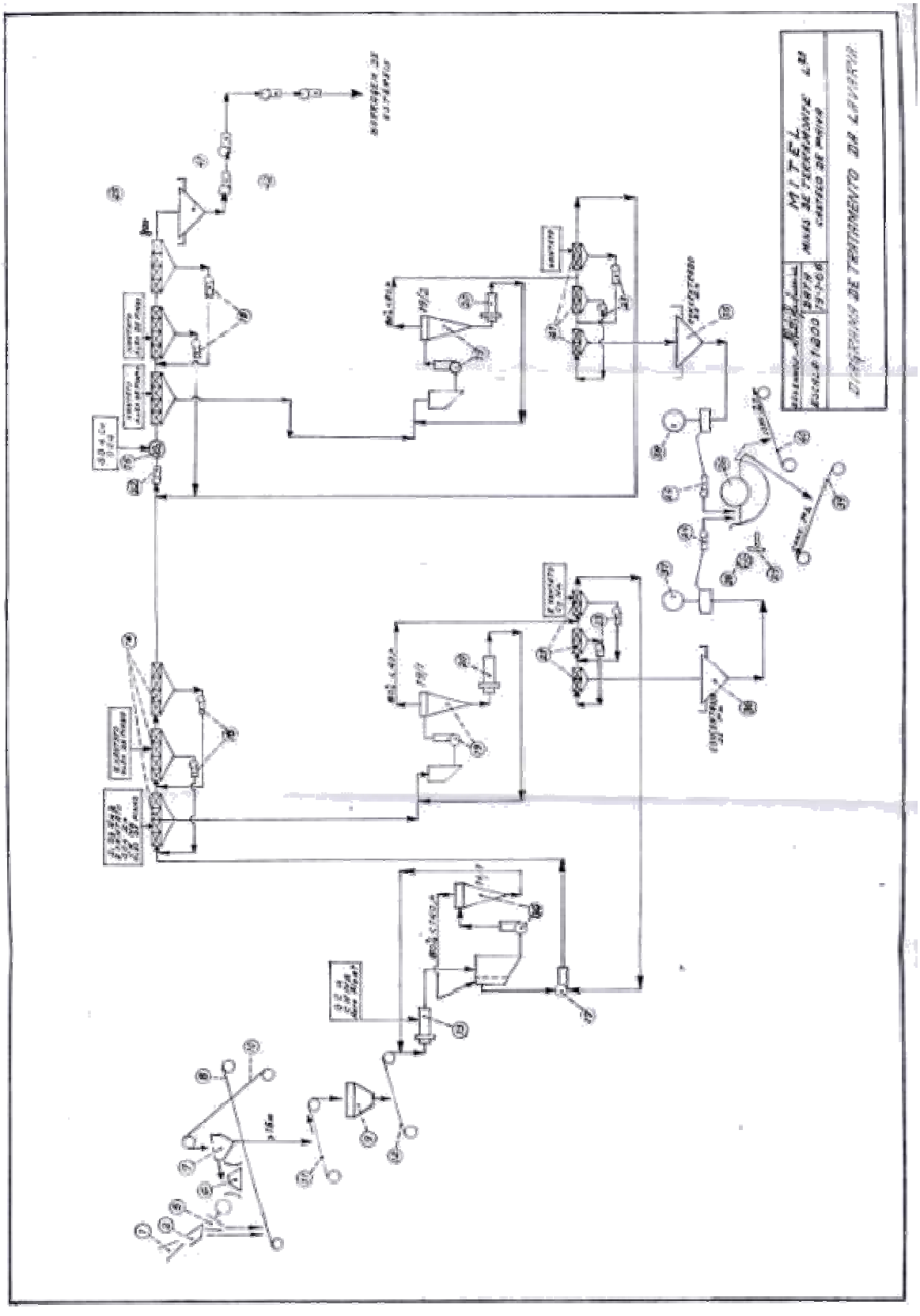
2 Engenheiros
2 Agentes Técnicos
200 empregados e operários

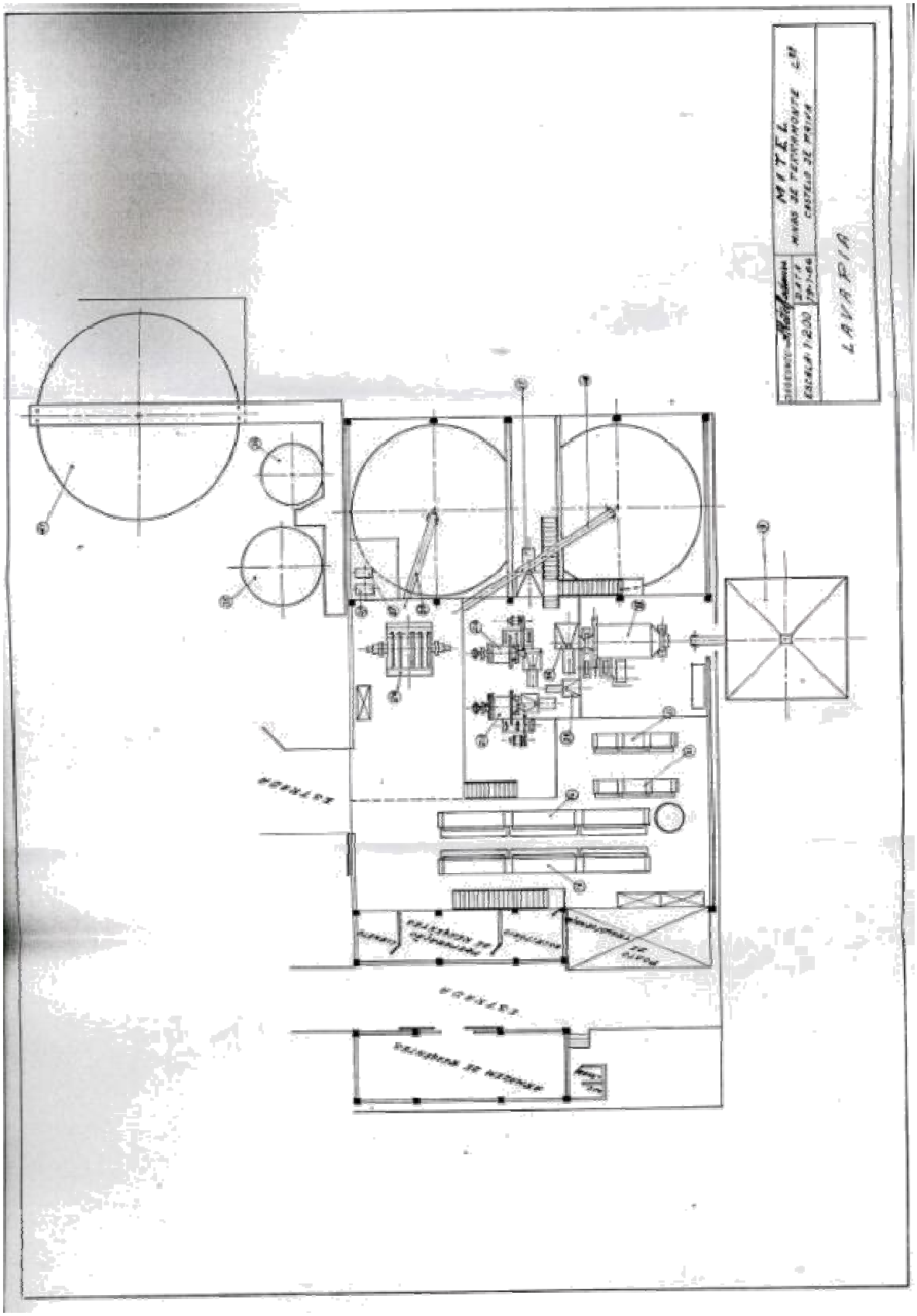
Conclusão

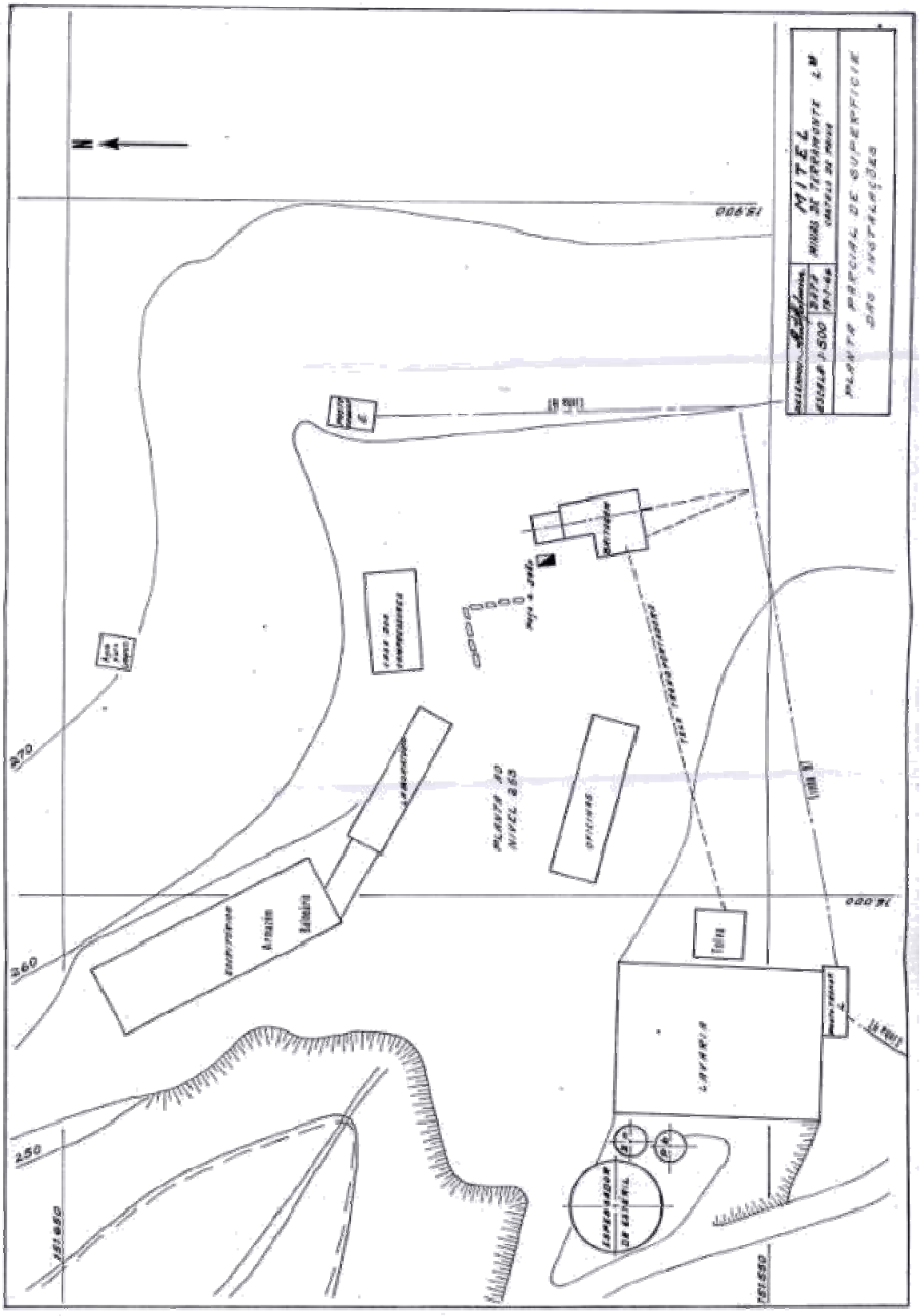
A mina equipada da forma acima indicada deve permitir extrair e tratar 75.000 toneladas por ano de minério «tal qual» e obter uma produção anual média de:

3.200 toneladas de concentrados de galena com 70% de chumbo e 3.300 gr de prata por tonelada e
3.200 toneladas de concentrados de blenda com 50% de zinco e 800 gr de prata por tonelada.

Fevereiro de 1966.




LAVARIA


MINAS DE TERRAMONTE, S.A.
PLANTA PARCIAL DE SUPERFICIE
DAS INSTALAÇÕES
ESCALA 1:500
PLANTA AO NIVEL 250
OFICINAS
Armazém
Administração
Oficina
270
260
250

Para ficar na B.M do Norte

PROCESSO Nº. 467 TRIÉNIO 1970 - 1972

C.M. ACTA Nº. 22

Senhor Secretário de Estado da Indústria.

Excelência,

Foi presente à 1ª. secção (de minas e pedreiras) do Conselho Superior de Minas e Serviços Geológicos o pedido de "Mitel-Minas de Terramonte, Ldª", concessionária de sete concessões mineiras de chumbo, prata e zinco, todas contíguas, na freguesia de Raiva, concelho de Castelo de Paiva, distrito de Aveiro, para ser constituído o couto mineiro.

x

O primeiro pedido tem data de entrada nos Serviços em 16 de Julho de 1965, com a assinatura do gerente da concessionária reconhecida no 8º. Cartório Notarial de Lisboa.

Em 17 de Abril de 1968 é pedida a inclusão no couto mineiro requerido de dois espaços livres, ao abrigo do artº. 44º., § 1º. do Decreto-Lei nº. 18 713.

Por fim, em 16 de Março de 1970, é feita uma oferta ao Estado pelas duas áreas livres, uma vez que estavam incluídas numa área cativa existente na zona, então criada.

Completam o processo duas informações do engenheiro chefe da Circunscrição Mineira do Norte, de 23 de Abril de 1968 (fls.3) e 20 de Maio de 1971 (fls.5 a 8), e o auto de demarcação do couto mineiro (fls. 9 e 10) acompanhado da respectiva planta (fls.11).

O processo foi distribuído a Conselho em 2 de Junho do ano decorrente.

Todos os documentos se encontram conforme a Lei.

O pedido, apresentado por "Mitel-Minas e Terramonte Ldª", abrange as minas de que é concessionária, ou sejam:

nº.213 - Serra de Montalto
nº.382 - Terramonte
nº.383 - Ribeiro da Lomba
nº.1804 - Ribeiro da Castanheira
nº.1805 - Guardunha
nº.1806 - Serradelo
nº.1807 - Ourais

Parte das áreas concedidas foram exploradas entre os anos de 1860 e 1890, até que, em 1955 e até 1960, o Serviço de Fomento Mineiro realizou trabalhos e estudos atinentes ao reconhecimento das possibilidades de exploração económica.

Algumas minas tinham sido exploradas no passado; até 90 metros de profundidade em Ribeiro da Lomba e 50 metros em Terramonte, encontrando-se os trabalhos inundados e em mau estado. Foi principalmente em Terramonte que foi aberta uma nova rede de trabalhos subterrâneos, entre eles uma galeria travessa de rodagem com mais de 850 metros, perfurada em fundo de saco, única maneira de atingir o filão e, em seguida, iniciar-se o reconhecimento da parte virgem de trabalhos, 150 metros abaixo da boca do poço Terramonte e 100 metros abaixo dos mais profundos trabalhos antigos, se o filão se apresentasse promissor.

O plano foi bem sucedido e as minas foram concedidas, mediante condições especiais, pois o plano futuro excedia a capacidade legal do Serviço, em 1960, iniciando-se a exploração pela "Mitel" em 1965, com o investimento de grande capital, não só com vista ao desmonte e extracção como, também, ao tratamento e obtenção de concentrados comerciáveis.

As produções dos 2 últimos anos foram as seguintes

1969:

2730 t com 62,14% Pb, 9,65 Zn e 277^{g} de Ag/t

2615 t com 50% Zn, 5,33 Pb e 58^{g} de Ag/t

1970 :

2465 t com 58,79 Pb, 11,40 Zn e 2537 g Ag/t

2660 t com 49,86 Pb, 4,09 Zn e 519 g Ag/t

Mercê do avanço da exploração em profundidade na mina "Terramonte" presume-se que, se uma falha bem detectada nos pisos superiores em exploração mantiver as mesmas características, o filão venha a ultrapassar o limite SW da concessão, cerca de 14 metros no piso 270, actualmente em preparação, e 70 metros no piso 270.

Por essa razão é que a concessionária requereu, em 1965, o adicionamento a "Terramonte" de dois espaços livres, um de 4,5 hectares (entre Terramonte, Serra de Montalto e Serradelo) e outro de cerca de 9 hectares (entre Ourais, Terramonte, e Serra de Montalto), que só a requerente poderia aproveitar economicamente para baixo do piso 270, onde eventualmente ocorrerá o prolongamento do filão.

Entretanto, houve demoras na demarcação das concessões que estando referidas a pontos do terreno, dificeis de localizar, havia necessidade de estabelecer a ligação à rêde geodésica, o que fez atrazar o andamento do pedido, no decurso dos dois anos do pedido ser tornada cativa para o Estado a zona em que se acham as concessões e, as áreas dos espaços livres requeridos. (D. do G. nº.225 - III - série - 26/Setembro/1967).

Uma vez que o pedido aguardou as novas demarcações das concessões em que, entretanto, foi criada a área cativa, estabeleceram-se negociações para uma compensação a oferecer pela Mitel pela concessão dos dois espaços livres que seria encarada, dada a situação criada ao requerente, na satisfação de uma exigência legal, pois nem o Estado estava numa posição moral nem é possível estimar o valor da parte do jazigo que, eventualmente, ultrapassa os limites da área da concessão.

A Mitel no seu requerimento de 1970 ofereceu 20 000$00 pela inclusão dos dois espaços livres na concessão Terramonte o que se afigura razoável e ser de aceitar, tendo em conta os antecedentes referidos.

x

Conclusão

Em vista do exposto, é este Conselho de parecer:

1º. - Ser de autorizar o pedido de demarcação do Couto Mineiro requerido por Mitel-Minas de Terramonte,Lda., englobando as concessões pertencentes à requerente, uma vez estar satisfeito o preceituado no artº. 44º. do Decreto-Lei nº. 18 713, conforme o auto de demarcação de 17 de Maio de 1971.

2º. - Aceitar a quantia de 20 000$00 (vinte mil escudos) pelos dois espaços livres que devem ser anexados às concessões respectivas, como dispõe a condição 10ª. do artº. 35º. do citado Decreto-Lei, lavrando-se os convenientes autos de demarcação.

É este o parecer deste Conselho; V.Exª. decidirá, porém, como houver por mais conveniente.

SALA DAS SESSÕES,

Nos termos da Lei não é permitido aumentar o número de linhas deste papel sob pena de emolumentos

Pagou ... nos termos do art.º 2.º do decreto n.º 9846 da 8 de Maio de 1924 - Nota n.º 332 L.º B

REPARTIÇÃO DE MINAS

REPARTIÇÃO DE MINAS 758 73

Exmo. Senhor

Secretário de Estado da Indústria

Excelência:

KITEL - MINAS DE TERRAMONTE, LDA., com sede na Avenida Rodrigues de Freitas, 6-2º no Porto, vem mui respeitosamente expôr o seguinte:

Conforme explicado à Circunscrição Mineira do Norte e confirmado pela nossa carta nº 45.384/DP datada de 3 de Março de 1973 dirigida à mesma Circunscrição, lamentamos não ser possivel continuar a exploração da Mina de Terramonte, exploração que se tem tornado nitidamente anti-económica em virtude do enfraquecimento progressivo da mineralização em profundidade.

Efectivamente:

1º. Os teores do filão em chumbo, contendo prata, e a respectiva produção de concentrado de chumbo, que constitui o essencial das receitas, sofreram a seguinte diminuição desde o inicio da exploração:

	Teor do minério de tout-venant		Produção mensal de
	Chumbo	Prata	Concentrado de Chumbo
	% Pb.	Ag g/ton.	Toneladas
1966	2,87	178	208
1967	3,53	209	205
1968	2,95	150	262
1969	2,63	129	227
1970	1,94	110	205

(continuação) Teor do minério de tout-venant	Chumbo	Prata	Produção mensal de Concentrado de Chumbo
	% Pb	Ag g/ton.	Toneladas
1971	1,69	98	179
1972	1,64	99	153
1972 Jan/Jun	1,80	110	162
1972 jul/Dez	1,48	86	143

Em 1973, até agora, os teores e a produção têm baixado ainda mais.

2º. As despesas de lavra, especialmente no que diz respeito a salários e a custo de materiais, tem vindo a aumentar continuamente em elevadas proporções. ----------

3º. Os factores indicados acima não permitem uma exploração económica. ----------

4º. Efectivamente, o resultado dos exercicios de 1971 e 1972 correspondeu a uma perda de 2.803 e 2.513 contos respectivamente.--------

5º. Presentemente, as receitas provenientes das vendas de concentrados são inferiores às despesas correntes de lavra, e assim, uma vez considerados outros encargos, de entre os quais os provenientes de amortizações, gastos gerais, etc., os resultados traduzir-se-ão em prejuizo ainda superior. ----------

6º. Além disso, não só os teores de minério continuam a diminuir, mas o comprimento de filão mineralizado tem diminuido em profundidade, estando reduzido de 600 metros no nivel 270 a 300 metros no nivel 390.----------

7º. Um poço de prospecção sobre o filão desde o nivel 390 ao nivel

Nos termos da Lei não é permitido aumentar o número de linhas deste papel ou escrever nas suas margens.

450 de profundidade mostra teores de mineralização ainda mais baixos (1.03% de chumbo e 70 gramas de prata por tonelada de tout-venant), valores que tornam impossivel exploração em profundidade.--

8º. Neste momento a mina tem apenas reservas de minério de 41.000 toneladas, suficiente para mais seis meses de exploração. Não há mais reservas provadas e os trabalhos efectuados (vide nº 7) demonstram não haver probabilidades de reservas económicas em profundidade.----------

Nestas circunstâncias é evidente que se torna impossivel manter uma lavra económica, e a MITEL vê-se obrigada a acabar a exploração da mina em Outubro ou Novembro próximos e liquidar a Companhia e abandonar as concessões mineiras.

Por esse motivo a requerente roga a V. Excelência se digne autorizá-la, nos termos do Artigo 1º do Decreto-Lei nº 48 935 de 27 de Março de 1969, a desmontar e retirar todo o equipamento fixo que instalou na mina de Terramonte.

Efectivamente:

a) Caso o equipamento não seja desmontado e recuperado num curto prazo, sofrerá uma rápida deterioração que resultará numa perda quase total do seu valor. Pelo contrário a sua desmontagem permitirá que o mesmo equipamento seja cedido a outras empresas e aproveitado em novas explorações.

b) A empresa requerente vai precisar de realizar fundos com a venda dos referidos equipamentos para poder fazer face ao pagamento ao pessoal que vai ter que despedir, às indemnizações diversas, às des-

pesas de liquidação, etc..

Pelos motivos acima expostos, a requerente roga a V. Excelência se digne conceder a autorização pedida com a maior urgência a fim de evitar o agravamento dos prejuizos que está a sofrer.

Pede deferimento

Porto, 25 de Abril de 1973

DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS
REPARTIÇÃO DE MINAS
ENTRADA
30 ABR 1973

DIRECÇÃO GERAL DE MINAS
ENTRADA
-2 MAIO 1973

INFORMAÇÃO

O ENGENHEIRO CHEFE DA CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Exmo. Senhor
Engenheiro Chefe da Circunscrição Mineira do Norte

Em 13 do corrente visitei o Couto Mineiro de Terramonte em ordem a: (a) ver quais os trabalhos de segurança a impor quando a mina fosse abandonada, o que deve suceder ainda este ano; (b) conhecer a posição da administração da mina perante os problemas que se levantam com o seu encerramento.

No que se refere ao primeiro ponto os trabalhos a impor são insignificantes. Não vi que houvesse perigo de desabamentos generalizados na mina que pudessem provocar aberturas perigosas na superfície e, portanto, a necessidade de vedar essas áreas no exterior ou encher as zonas de possível abatimento. A escombreira pareceu-me vir a ficar perfeitamente consolidada e dado que possui 4 chaminés de drenagem e as águas das encostas e do Ribeiro de Terramonte estarem desviadas por canais bem construidos não vejo que corra o risco do seu material ser arrastado em quantidades significativas com as chuvas. Não sou de opinião em meter as águas do Ribeiro da Castanheira no actual Poço Mestre, para depois irem sair na Travessa da Castanheira. Os canais já existentes são, conforme já dissemos, bem construidos e suficientemente dimensionados para darem esgoto às águas e, por isso, em nossa opinião não devem ser desviados do fim para que foram construidos. Além disso, qualquer obstrução nos mesmos (como, por exemplo, queda de árvores) será facilmente removida. Já o Poço Mestre poderá vir a apresentar obstruções com a queda de madeiramentos, ou até com qualquer cataclismo, de remoção cara e difícil. Também nos parece que mesmo que se dessem essas obstruções no Poço Mestre ou na Travessa da Castanheira as águas seriam capazes de se escoar e, por isso, aconselhamos a que o Poço Mestre e a Travessa da Castanheira se mantivessem de modo a poderem constituir mais uma via de esgoto. Mas repetimos, damos preferência a que toda a drenagem se faça pelos canais exteriores já existentes e as águas que caiam

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Nascimento

na escombreira pelas chaminés (cachimbos) destinadas a esse fim.

De acordo com o exposto dissemos para vedarem o Poço Mestre com uma parede deixando na base desta aberturas para a passagem de água, e dotarem a Travessa da Castanheira duma porta que não impedisse a passagem da água. No exterior, fomos informados, que todas as aberturas da mina estão aluidas e não constituem motivo de perigo, deixamos, contudo, para nova visita o seu exame.

No que se refere ao segundo ponto o eng. Bendayan firmou-se não haver modificação da atitude da administração em relação à última visita feita a esta Circunscrição. As empresas americanas sócias da concessionária eram de opinião que se tivesse iniciado a preparação do abandono da mina em fins de 1971, mas o aspecto do filão no piso 390, levou a que prevalecesse a opinião de que se devia trabalhar mais um ano. Infelizmente as boas características do filão desapareceram rapidamente e o ano de 1972 foi de prejuizo, indo agora o fecho da mina ser feito em condições nitidamente mais desfavoráveis do que o teria sido há um ano. A actual exploração é francamente deficitária. A adicionar a estas dificuldades há a decisão judicial de pagar cerca de 1.080 contos como indemnização a dois grandes proprietários da região, valor este que excedeu todas as previsões. A concessionária, consciente destas dificuldades, parece querer evitar a falência e fez uma contra-proposta aos dois proprietários referidos que no seu entender é ainda favorável para os mesmos e que seria a entrega das suas (concessionária) propriedades na região (terrenos e casas) e dalguns centos de contos.

A vontade que a concessionária mostra em liquidar imediatamente esta indemnização, aliada ao prejuizo diário da exploração e à existência de empréstimos bancários leva o pessoal a sentir-se inquieto sobre a viabilidade de vir a receber as suas indemnizações. O activo existente chegará, é o que entre si perguntam ? O eng. Bendayan com o intuito de diminuir ao prejuizo diário da exploração procurou estimular a produção dizendo ao pessoal que se a mesma não aumentasse teria dificuldades em pagar as indemnizações. É nossa convicção pelo que conhecemos do eng. Bendayan que não é esta a sua intenção, mas não podemos deixar de reconhecer a justiça dos receios dos operários ao ouvirem aque-

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

la afirmação e ao verem a impossibilidade de conhecerem totalmente a situação financeira da concessionária, as intenções dos seus sócios, e, possivelmente, ao verem o que sucedeu nas minas de S. Pedro da Cova que embora tivessem um activo que lhes permitia pagar sem discussão as indemnizações previstas na lei preferiu que as mesmas fossem decididas judicialmente o que levou muitos operários, que não puderam esperar essa decisão, a aceitarem um acordo com quantias inferiores ao que a lei prevê. Digamos desde já que o eng. Bendayan desconhece este caso.

Não sabemos como é que esta Circunscrição poderá actuar em ordem a sanar o aparente conflito. Como atrás dissemos o eng. Bendayan não mostrou disposição diferente daquela que tinha mostrado nesta Circunscrição e as actuais dificuldades (que devem ter significado maior prejuizo para os sócios) resultam da louvável decisão de querer prolongar a vida da mina e duma exorbitante, no dizer das gentes da região, indemnização a pagar a dois ricos proprietários.

A falência da empresa seria uma garantia para o pagamento das indemnizações ao pessoal, mas parece-nos que a concessionária só em último limite recorrerá a esta medida que sem dúvida prejudicará o bom nome dum dos sócios que tem actividades em Portugal.

O Engenheiro de Minas,

Fernando V. Nascimento da Fonseca

16/IX/973

Nascimento

5 Abril 1975

Exmo. Senhor
Engenheiro-Chefe da Circunscrição Mineira do Norte

1 - Na mina de TERRAMONTE e sobre a linha de água denominada Ribeira da Castanheira foi estabelecida uma escombreira que a partir de Julho de 1973 deixou de receber estereis por esta mina ter parado.

2 - O sistema adoptado no estabelecimento desta escombreira vem minuciosamente descrito no trabalho " A oficina de tratamento do minério de Terramonte", pelo engenheiro Elias Bendayan, e publicado no Vol. 6, nº 1 do " Boletim de Minas ". Junta-se a esta informação um exemplar desse trabalho.

3 - Os responsáveis pela exploração desta mina sentiam grandes dificuldades no estabelecimento da sua barragem de estereis dado o grau de finura da moagem o que acarretava o risco da ruptura da mesma, ou, o que seria mais grave, o colapso da escombreira.

O método utilizado permitiu um funcionamento eficaz da escombreira, nunca se tendo verificado as possibilidades dos riscos atrás citados.

4 - Em 25 e 26 do passado mês de Março foi esta escombreira por mim visitada tendo na ultima das datas indicadas sido acompanhado por V. Exª. Em 3 do corrente voltei de novo ao local desta vez acompanhado pelo engenheiro Elias Bendayan que por um feliz acaso se encontrava de passagem por Portugal.

5 - Uma série de fotografias tiradas em 26 de Março mostram o aspecto da escombreira sobre a qual se pode dizer que passou um verão e dois invernos após ter terminado o seu funcionamento.

5.1 - A parte a montante do bordo da escombreira, ou seja, a zona dos finos sofreu um importante assentamento desde Agosto de 1973, sendo-se levado a admitir, pelas aparencias exteriores, que se apresenta consolidada desde a superfície até pelo menos um certo número de metros. Isto devido a uma aparente impermiabilisação e ao facto de mesmo nos locais lamacentos (onde a água não foi esgotada pelos cachimbos) se poder caminhar.

5.2 - O talude da frente da escombreira, no entender do engenheiro Elias Bendayan não apresenta alterações visiveis no seu perfil, embora se notem regos provocados pela erosão e que quando do funcionamento da

escombreira tinham, pelo menos, passado desapercebidos.

5.3 - O cachimbo que a fotografia mostra em detalhe está em perfeito estado de funcionamento.

5.4 - Cachimbos há que estão a ser destruidos e a deitarem-lhes dentro madeiras e bocados de tijolo.

5.5 - Na data das duas primeiras visitas via-se que houve o propósito de manter alto o nível de esgoto dos cachimbos (ver fot. 8) o que levou a neste ultimo inverno, em algumas ocasiões, fosse elevado o volume de água represado em cima da escombreira.

5.6 - A zona de finos e também a dos grossos deve conter sais em quantidades que não sabemos quantificar e que serão etilxantato, amilxantato, sulfato de zinco, sulfato de cobre, sulfato de sódio, cianeto de sódio. Estes sais são soluveis e percentagem elevada das quantidades empregadas deve ter desaparecido com as águas que nascem na base da escombreira, com o processo de assentamento das lamas e consequente expulsão de água, e, possivelmente, com alguma água que durante este periodo de tempo se infiltrou e atravessou a escombreira.

5.7 - Em alguns pontos da escombreira tanto na zona dos finos como no talude da frente estão nascendo pinheiros.

5.8 - O Ribeiro da Castanheira foi desviado do seu percurso correndo num canal que se pode considerar bem conservado.

5.9 - Nem sempre estão bem conservadas as obras de desvio das águas que correm pelas encostas ou por outros pontos e que não deveriam ir para cima da escombreira.

5.10- O talude da frente da escombreira, na sua base, apresenta uma erosão cuja evolução não sei prever.

6 - Julgo importante que seja feita uma peritagem a esta escombreira e averiguada até que profundidade a zona dos finos está consolidada e seu teor em sais.

7 - O proprietário do terreno deveria ser avisado da necessidade da conservação em bom estado dos cachimbos (o engenheiro Bendayan disse que muito lhes tinha recomendado a esse respeito) e das obras de desvio das águas

de cima das escombreiras.

O Engenheiro de minas

Fernando Vasconcelos Nascimento de Fonseca
5/IX/1975

Visto.

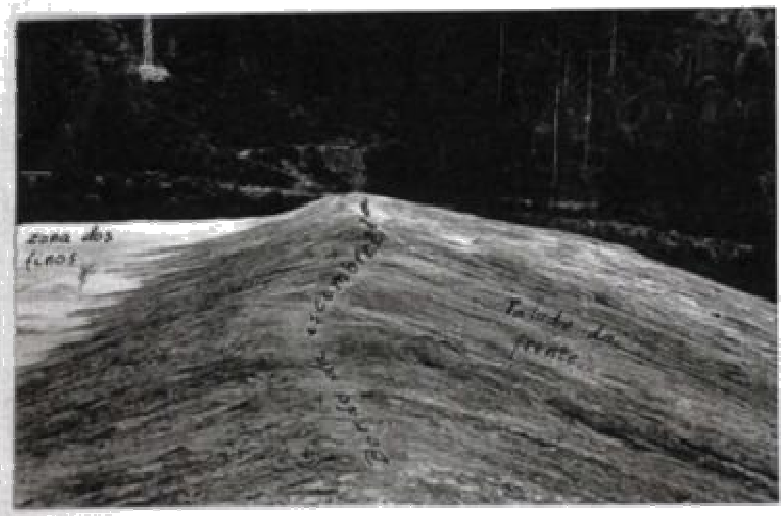
1 - Oficiei ao representante dos proprietários que, além dos terrenos onde a escombreira e edifícios das antigas instalações da então concessionária, receberam desta, por prejuízos agrícolas, cerca de um milhar de contos, fazendo-lhes sentir as responsabilidades e obrigações que têm (ofício 688);

2 - Concordo plenamente com a necessidade de se efectuar uma peritagem, provavelmente com a colaboração de LNEC, para diagnostico da situação da escombreira;

3- Desde que o assunto transcende a minha competência, tenho a honra de por o assunto à consideração de Exmo. Senhor Engenheiro Director-Geral

O Engenheiro Chefe,

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE



Fotografia Tirada no fundo da escombreira

Fot. 1



Vista do Talude da frente da escombreira

Fot. 2



Vista da área de deposição dos finos. É visível a água das chuvas por escoar. Esta última fonte é devida aos cálculos não estarem ainda devidamente regulados.

Fot. 3

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Narcisinho



Detalhe do canalículo que aparece no 1º plano, à direita, na Fot. 3. O fundilhamento do solo, que é prova da sua maneira e corrente dos finos, aprofunda-se com fundas mais largas no verão.

Fot. 4



Vista da base do muro de suporte no fundo do Terlado (ver Fot. 2). A água que aí nasce vê-se correr sobre as pedras. No canto inferior direito vê-se a uma pilha de esgoto que liga aos canalículos. O tubo de plástico que se vê na fotografia é dum desvio de águas da encosta.

Fot. 5



Detalhe da manilha de esgoto da fotografia anterior. Vê-se que dela sai um caudal razoável de água, caudal esse que se mantinha no dia 3/IV/72 embora já não houvesse água sobre a escombreira

Fot. 6

1000 ex.—11-72

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Nascimento



Pinheiros a nascer na zona dos finos

Fot. 7



Detalhe de cachimbo em que foram praticados actos de destruição

Fot. 8



Detalhe do talude da frente da escombreira

Fot. 9

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Vasconcelos



Vista do Talude da escombreira (vista parcial)

Fot. 10



Detalhe do Talude da frente da escombreira relativamente perto da base da mesma.

Fot. 11

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Nascimento



Detalhe do talude da frente da escombreira quase na base da mesma

Fot. 12

Exmo. Senhor Engenheiro-Chefe da Circunscrição Mineira do Norte

Em 9 do corrente visitei de novo a escombreira da mina TERRAMONTE situada na linha de água da Ribeira da Castanheira.

1 - Um perito em escombreiras dizia que " uma escombreira são alguns esteréis com água e principalmente água". É este facto que torna difícil o estabelecimento duma escombreira dados os perigos de ruptura ou colapso por liquefação que a mesma apresenta durante o seu funcionamento.

Após a sua paragem, e na quase generalidade dos casos, dá-se a consolidação da escombreira desde que haja um conveniente controle das águas.

2 - Esta escombreira está situada nos terrenos do tecto do explorado filão de Terramonte e como há uma drenagem dos desmontes através da travessa da Castanheira, quaisquer nascentes que existissem devem ter desaparecido.

3 - Na própria escombreira foi estabelecido um leito de drenagem e vê-se que o mesmo funciona.

4 - Os cachimbos que deveriam fazer o esgoto da água das chuvas que cai na anterior zona de decantação, estão dispostos em séries ao longo de cada uma das encostas. Os cachimbos nunca ultrapassam a altura de 10 m e quando os esteréis estavam para os cobrir eram vedados, e construia-se uma nova série de cachimbos em cada uma das encostas sobre uma manilha de 30 cm de diametro bem assente no terreno. As manilhas de ambas as encostas vinham ligar a uma manilha central.

Embora a zona de decantação esteja seca sai pela referida manilha central um razoável caudal de água.

Em quási todos os cachimbos actualmente visiveis foi deitado entulho e praticados actos de destruição.

5 - O ribeiro da Castanheira foi desviado do seu leito e corre num canal ao lado da escombreira. Prevendo a hipótese de no ponto de desvio a água ser em excesso, e galgar, foi estabelecida uma conduta com, talvez, 60 cm de diametro que corre igualmente ao lado da escombreira. Esta conduta tem camaras de visita e uma delas está destapada e com entulhos.

6 - Foram estabelecidos canais nas encostas para desviar as águas das chuvas de irem tanto para o paramento da frente da escombreira como para a antiga zona de decantação.

7 - Se todas as obras que referimos estiverem funcionando devidamente dá-se a compactação dos estereis tornando-os tanto mais impermeáveis quanto mais finos forem. Com o verão e a seca as zonas de material muito fino (antiga área de decantação), à superfície abrem fendas devido à secagem, em profundidade, devem manter uma certa plasticidade devido a não perderem toda a humidade. Com o decorrer dos anos seria de esperar que a plasticidade das zonas mais profundas desse lugar a uma compactação semelhante à que se observa na natureza nas camadas de barro. Parece-nos evidente que esta compactação - se ainda não se deu - levará tanto mais tempo a observar-se quanto mais tempo, durante o inverno, estiver sobre a antiga área de decantação um verdadeiro lago, isto é, se os cachimbos referidos no nº 4 não estiverem regulados para esgotarem rapidamente todas as águas ou não funcionarem devidamente.

8 - O paramento da frente da escombreira é constituido por material bem consolidado. Durante o funcionamento da escombreira este material não apresentava a compactação actual o que o tornava mais permeável e, portanto, menos sujeito à erosão.

9 - Dado o facto de durante estes dois ultimos invernos se terem formado verdadeiros lagos sobre a antiga área de decantação é-nos difícil fazer prognósticos sobre o grau de compactação dos finos aqui existentes.

10 - Dado os cachimbos se encontrarem mal conservados, as obras de desvio das águas estarem descuradas, e o crescente grau de impermeabilização de toda a escombreira, julgamos não ser de excluir a hipótese das águas das chuvas alcançarem níveis perigosos na antiga área de decantação.

11 - Continuamos, assim, a ser de opinião que deve ser feita uma peritagem a esta escombreira.

12 de Maio de 1975

O Engenheiro de Minas

Nascimento

MINISTÉRIO DA ECONOMIA

SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA

DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS

CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE



Aspecto da superfície da escombreira estabilizada segundo o método ~~ap~~ preconizado. Notar que não se vêm fundos de ravinamento. Esta escombreira tem mais de 8 anos de existência, muitos estão abandonados há mais de 8 anos.



Aspecto do paramento da frente da citada escombreira.



O bloco ~~bloco~~ assinalado com uma cruz sofreu uma ravinagem de tal forma que abateu no mesmo local.

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE



Caixa de visita dum dreno do Rib. da Castanheira e que foi entulhada.



Aspecto da drenagem no fundo da escombreira



Água límpida saindo pelo dreno do fundo da escombreira, apesar de não haver nenhuma água em cima da escombreira

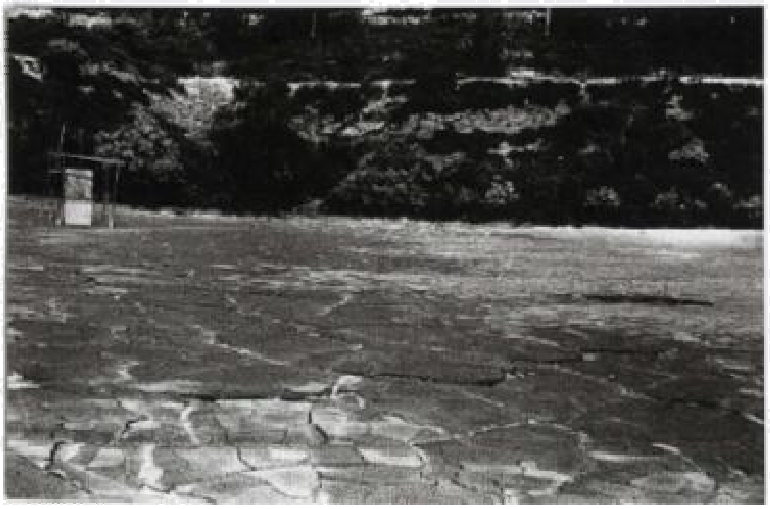
MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE



Pormenor da escombreira situado sensivelmente a meio da escombreira e já mais para montante dos embasamentos mais distantes do bordo da escombreira.



Fundos de diversão na área dos "mais finos".



Outro aspecto dos fundos de diversão na área dos "mais finos".

Assunto – Escombreira da mina TERRAMONTE

Informação do engenheiro Nascimento da Fonseca datada de 12 do ct. mês de Maio.

Na sequencia de outras visitas a que se referem as informações do engenheiro Nascimento da Fonseca de 5 e minha de 12, ambas do passado mês de Abril, foi feita outra a que se refere a informação em rubrica.

Tendo já avisado o representante dos proprietários, engenheiro Lousada Soares, da necessidade urgente de limpeza da camara de visita da conduta de água e seu tapamento com tampa, para remediar a situação citada em 5 da informação, e dado que seria de toda a vantagem proceder à vistoria,

tenho a honra de pôr o assunto à Consideração do Exmo Senhor Engenheiro Director-Geral

O engenheiro-chefe da Circunscrição

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Exmo. Senhor
Engenheiro-Chefe da Circunscrição Mineira do Norte

Em 4 de Setembro de 1975 inspeccionamos a escombreira da mina TERRAMONTE para avaliar dos efeitos que a prolongada estiagem na mesma provocou.

1 —A escombreira apresenta um aspecto de bem consolidada, com pendores aceitaveis no paramento da frente, e sem quaisquer indícios de que no seu interior possam existir massas que venham a ser liquefeitas.

2 - A drenagem da escombreira também parece ser aceitável. É um grande volume de estereis muito finos - várias centenas de milhares de toneladas - e, por isso, é de admitir que no seu fundo nasçam águas após a estiagem que se atravessa. Estas águas saiem em dois pontos: pela manilha de esgoto do fundo da escombreira, e no sopé do muro de suporte construido sob o leito do Ribeiro da Castanheira. Nesta altura do ano esta ultima água é muito pouca. São grandes os depósitos ferruginosos que estas águas deixam o que nos leva a admitir que a maior parte delas atravessam as areias da escombreira, não sendo de excluir a hipótese duma parte poder vir de nascentes no ex-leito da Ribeira da Castanheira.

3 - O nível hidrostático deve ser muito baixo visto só no cachimbo mais a montante ser visivel água no fundo.

4 - Tanto no paramento da frente da escombreira (onde a exposição ao sol é relativamente diminuta) como na própria área de deposição da escombreira o terreno parece guardar uma certa humidade o que lhe confere não só uma certa plasticidade, evitando acentuadas fendas de dissecação, como permite o nascimento de pinheiros. No canto nascente da escombreira junto ao bordo havia até erva que se conservava verde apesar da estiagem que tem feito.

5 - A escombreira apresenta-se à superficie com muito poucos sinais de desagregação e, por isso, com poucos sinais de erosão eólica.

6 - Num ponto do bordo da escombreira, e num só, viam-se nítidos sinais de erosão eólica.

7 - Na parte mais a montante da área de deposição havia um local em que a superficie estava desagregada tal como se fosse areia fina.

8 - Todos os cabouços estão vazios de água com excepção do que fica mais a montante em que no fundo esta é visivel.

O engenheiro de minas

Fernando V. Nascimento da Fonseca

23/5/975

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Marinouta



Zona de montante da escombreira. Aspecto das fendas de dissecação pela Tinoutê duiar de areia



Vista no sentido Transversal da zona atrás citada.



Aspecto da superfície da escombreira. Já estão inic com pinheiros ao mesm

Dispersão e Contaminação por Pb, Zn e As, associadas à escombreira mineira de Terramonte (Castelo de Paiva – Portugal)

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Nascente



Erosão eólica na borda da escombreira



Aterramento da escombreira que em visita anterior tinha água. Actualmente está bem seco



As setas mostram pequenos veios a nascer no pé do monte da frente da escombreira

MINISTÉRIO DA ECONOMIA
SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA
DIRECÇÃO-GERAL DE MINAS E SERVIÇOS GEOLÓGICOS
CIRCUNSCRIÇÃO MINEIRA DO NORTE

Narcimundo



Aspecto do sopé do muro de barragem no fundo da escombreira. Notar as águas que aí vão dar não parar



Aspecto dos depósitos formados pelas águas que saem pela manilha de esgoto e pelas que vão ter ao sopé do muro de barragem no fundo da escombreira.



A seta indica a manilha de esgoto e as 2 setas a água que nasce no sopé do muro de barragem no fundo da escombreira