



Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Centro de Ciências Exatas e da Terra
Programa de Pós-Graduação em Geociências

**Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos
Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área
da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).**

Ludmila Bernardo Farias Pereira

Orientador: Prof. Dr. João Aduino de Souza Neto

Natal (RN)
2003

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Centro de Ciências Exatas e da Terra
Programa de Pós-Graduação em Geociências

Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total
nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito
na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes
(RN).

Ludmila Bernardo Farias Pereira

Natal (RN)
2003

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Centro de Ciências Exatas e da Terra
Programa de Pós-Graduação em Geociências

Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total
nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito
na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes
(RN).

Ludmila Bernardo Farias Pereira

Orientador: Prof. Dr. João Aduino de Souza Neto

Dissertação de Mestrado
apresentada junto ao
curso de Pós-Graduação
em Geociências – área de
concentração Recursos
Minerais, Hídricos e Meio
Ambiente.

Natal (RN)
2003

P436d Pereira, Ludmila Bernardo Farias

Distribuição de metais pesados e cianeto total nos sedimentos de drenagem e pilha de rejeito na área da mina Bonfim, município de Lajes (RN)/ --- Natal, 2003.


134p.: il.

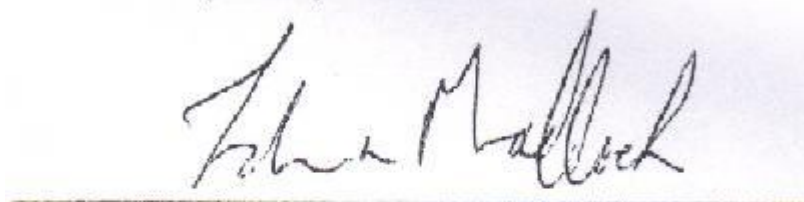
Orientador. Prof. Dr. João Aduino de Souza Neto

Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais, Hídricos e Meio Ambiente) --- Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ciências Exatas e da Terra. Programa de Pós-Graduação em Geociências.

1. Geoquímica. 2. Metais Pesados. 3. Cianeto. I. Souza Neto, João Aduino de. II. Título CDD 551.9

Banca Examinadora


Prof.Dr. JOÃO ADAUTO DE SOUZA NETO
Orientador (UFPE)


Prof.Dr. JOHN EDMUND LEWIS MADDOCK
Examinador Externo(UFF/RJ)


Prof/Dr. GERMANO MELO JÚNIOR
Examinador Interno(Deptº Geologia-UFRN)

Natal, 28 de Fevereiro de 2003

Aqui, uma pequena homenagem:
À minha Vó Francisca e a Tio Manoel Macedo.

Agradecimentos

Aqui ficam registrados alguns agradecimentos àquelas pessoas que, de alguma forma, me ajudaram ou incentivaram para que este trabalho fosse realizado.

Em primeiro lugar agradeço a Deus por ter me proporcionado esta oportunidade. Agradeço a meus pais (Jailson e Bernadeth) e a meus irmãos (Tatiana e Daniel), por sempre. Às Tias (Lhulhu, Graça, Wilma) e a Augustus Cesar.

Ao orientador Dr. João Aduino de Souza Neto, pela excelente orientação e paciência a mim dispensada.

Ao Programa de Pesquisa e Pós-Graduação e Geociências (PPGeo) e à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio.

À prefeitura de Lajes, na pessoa do prefeito Luiz Leocádio de Araújo, pela ajuda logística na etapa de campo no Município de Lages, e ao Seu Eurico Pereira pelas informações consistentes sobre a Mina Bonfim e a “Seu Veinho” tão prestativo auxiliar e guia de campo.

Aos colegas/amigos da Turma “Los Malas 2001.1”: Araci Farias, Eliasibe de Jesus, Josiel Guedes, Fabiane Hilário, Wendson Medeiros, Paula Stein Américo Gava; Bem como aos colegas/amigos do mestrado Mácio Teódulo, Luiz Manoel, Rodrigo. Estes por estarmos sempre juntos nas dificuldades e nos bons momentos enquanto alunos do PPGeo.

Aos professores da PPGeo que, ao longo do curso, me passaram bons conhecimentos, entre os quais: Prof^a. Raquel, Prof. Laécio, Prof. Germano e Prof. Narenda. A Paulinho por viabilizar o que fosse necessário em relação aos assuntos burocráticos.

Ao Amigo e Geólogo Eliasibe Alves de Jesus, por tudo desde o início da vida geológica e, principalmente, na etapa final da dissertação, estando sempre disposto a atender aos meus pedidos. E ao amigo e Geólogo Edson Júnior Sepultura pelo incentivo *heavy metal*.

Aos amigos Joaquim das Virgens, Nilton/chaveirinho por terem me aturado e ajudado sempre.

À Geóloga Soraia Maria Carlos Maia pela valiosa ajuda na etapa de campo na agradável e bucólica Mina Bonfim. Bem como ao meu amigo, bolsista e “auxiliar de campo e laboratório” Cadu pela disposição e atenção em ajudar-me.

Aos amigos do laboratório de geologia. Apenas nos, que fazemos parte deste mundo paralelo ao mundo real, sabemos a apreciar a tortuosa e gratificante geologia.

Aos tantos companheiros pela prestativa ajuda na árdua etapa de campo, levantamento de dados geoquímicos e confecção do artigo expandido e ilustrado: “Prospecção Geoquímica, Etílica e Geodinâmica das Etil-Mineralizações da Província Borborema”.

À imponência do *Heavy Metal* que sempre me manteve calma e inspirada, mesmo durante as conturbadas fases desta jornada.

No mais, fica para sempre na mente e na alma a sabedoria adquirida, as amizades consolidadas, os desafios transpostos, as dificuldades vencidas e a certeza de mais um trabalho realizado.

Esta pesquisa tem como tema alvo a distribuição de metais pesados e cianeto na área da Mina Bonfim (Lages – RN). A Mina Bonfim, abandonada desde 1993, apresenta dois agravantes ambientais, devido às pilhas de rejeito estarem dispostas indevidamente no pátio da mina e a presença, nestas pilhas, de metais e elementos tóxicos e o cianeto utilizado para a extração de ouro.

A Mina Bonfim é caracterizada pela presença de *skarns* scheelitíferos e auríferos. A paragênese do minério scheelitífero é composta por scheelita e molibdenita e, subordinadamente, pirrotita, calcopirita, pirita e arsenopirita. A paragênese do minério aurífero é composta por alguns minerais raros tais como a série bismita-zavaritskita, bismuto nativo, bismutinita, joseíta, calcopirita, esfalerita, epidoto, prenita e clorita. Esta paragênese mineral é rica em elementos de reconhecida toxicidade, entre os quais podem ser citados o arsênio (As), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn), selênio (Se), bismuto (Bi) e telúrio (Te).

Para tal estudo, realizou-se um levantamento geoquímico multi-elementar e de cianeto total nas pilhas de rejeito e na rede de drenagem que circunda a área da Mina Bonfim.

A análise da distribuição espacial dos metais e elementos tóxicos na área possibilitou separá-los em três grupos, de acordo com fonte dos mesmos: Grupo I (Bi, Cd, Mo, Te e W) que tem como principal fonte a atividade de extração mineral; o Grupo II (Cu, Ni, Co, Cr, Zr, Mn, As, Ti, Zr, Ni, Nb, Cr) que apresenta como principal fonte as rochas encaixantes da Mina Bonfim; e o Grupo III (Al, Co, Cu, Fe, Pb, S e Zn) que apresenta uma fonte difusa, podendo ter sua origem atribuída às atividades mineiras, bem como ter origem geogênica (rochas encaixantes diversas da área).

Comparando os dados analíticos obtidos para o sistema de drenagem da Mina Bonfim com casos semelhantes na literatura, observou-se que os sedimentos de fundo de drenagem encontram-se enriquecidos em metais pesados e elementos tóxicos (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, V e Zn). Assim é possível que elementos de comprovada toxicidade estão sendo disponibilizados para o meio ambiente, admitindo a potencialidade de contaminação da Mina Bonfim.

As pilhas de rejeito resultantes da atividade mineira da Mina Bonfim apresentam uma composição heterogênea, sendo enriquecidas nos elementos químicos (p. ex. W e Bi) que compõem a paragênese do minério.

Comparando os teores encontrados nas pilhas com a abundância dos elementos químicos na crosta continental observou-se que elementos de reconhecida toxicidade (Ag, As, Bi, Co, Cr, Mn, S, Te e W) apresentam teores acima daqueles observados na média crustal. Inferindo assim tais pilhas de rejeito contribuí na doação destes elementos tóxicos para o meio ambiente circundante.

As concentrações elevadas dos elementos analisados particularmente nos açudes da região possivelmente refletem a dissolução e lixiviação dos mesmos a partir das pilhas de rejeito, seguido do transporte em meio aquoso na drenagem. Alternativamente esta concentração pode refletir o controle dado pelo aumento da percentagem da fração argila nos sedimentos de fundo desses açudes.

Os dados analíticos de cianeto total obtidos para os sedimentos de fundo de drenagem da Mina Bonfim não ultrapassaram 0,5 mg/Kg (limite de detecção do método analítico adotado). Comparando esses dados com estudo de casos semelhantes em áreas contaminadas ou não, observou-se que os valores se encontram abaixo do valor máximo encontrado nesses estudos de caso. Duas possibilidades são atribuídas para interpretar os valores obtidos de cianeto total na área, o cianeto total tanto pode estar presente em teores abaixo de 0,5 mg/Kg como não estar mais presente, devido à degradação natural do

cianeto (oxidação ou fotodecomposição), catalisado pelo clima quente, com baixos índices pluviométricos e alta insolação. No entanto, essa degradação gera, por exemplo, o nitrato, principal contaminante dos corpos d'água.

Nas pilhas de rejeito, apenas duas estações apresentaram valores acima do limite de detecção (1,44 mg/Kg e 0,83 mg/Kg de cianeto total). Comparando os resultados obtidos com estudos de casos em pilhas de rejeito de minerações de ouro nos Estados Unidos da América tem-se que os valores encontrados nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim estão abaixo dos valores americanos (1,5 mg/Kg a 23 mg/Kg), sendo próximos em alguns casos. Como conclusões tem-se que a atividade mineira da Mina Bonfim é uma doadora em potencial de elementos tóxicos para o meio ambiente e apresenta uma dispersão em uma área de até 10 km a partir da área da extração. Em particular, os açudes da região apresentam concentrações anômalas de elementos tóxicos, estes lixiviados das pilhas de rejeito e carregados até esses reservatórios d'água. Isto torna mais grave o estado de abandono da Mina Bonfim, pelo fato de tais reservatórios constituírem uma das principais fonte de água para os animais e a população da área.

This research is based in the heavy-metal distribution and total cyanide in the area surrounding the Bonfim mine (Lajes, Rio Grande do Norte State). This mine, which was abandoned since 1993, present two environmental concerns. Firstly, the tailings improperly disposed in the mine site and the occurrence of toxic metals/elements and cyanide (used for gold extraction) in these tailings.

The Bonfim mine is characterized by the presence of W and Au-skarns. The paragenesis of the scheelite ore is composed of scheelite and molybdenite and minor pyrrhotite, chalcopyrite, pyrite and arsenopyrite. The gold paragenesis is composed of some rare minerals such as the bismite-zavaritskite series, native bismuth, bismuthinite, joseite, chalcopyrite, sphalerite, epidote, prehnite and clorite. This last paragenesis contain some toxic elements, as As, Cu, Pb, Zn, Se, Bi and Te.

For this study, multi-element geochemistry and total cyanide studies were carried out in the tailings and stream sediments in the area of the Bonfim mine. The analysis of the spatial distribution of metals and toxic elements in the area allowed to separate them in three groups, according to their source: Group I, containing Bi, Cd, Mo, Te and W that their main source is the activity of mineral extraction; Group II, containing Cu, Ni, Co, Cr, Zr, Mn, Ti, Zr, Ni, Nb and Cr, which their main source is the country rocks of the Bonfim mine; and Group III, containing Al, Co, Cu, Fe, Pb, S and Zn that present a diffuse source that could be attributed to the mining activities, as well as to a geogenic origin (country rocks).

Comparing the multi-element geochemistry data for the stream sediments of the Bonfim area with similar cases in the literature, it was observed that the stream sediments from Bonfim are enriched in some heavy metal and toxic elements (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, V and Zn). Thus, it is possible that these elements have been released from the material (ore and country rocks) of the Bonfim mine to the environment. This reveals the potential of environmental contamination of the Bonfim mine.

The tailings resulting of the mining activity in the Bonfim Mine present a heterogeneous composition, being enriched in some elements (e.g. W and Bi) that compose the ore parageneses. Comparing the multi-element geochemistry data for the tailings of the Bonfim mine with the abundance of the chemical elements in the continental crust it was observed that elements of recognized toxicity (Ag, Bi, Co, Cr, Mn, S, Te and W) are presents in relatively high concentration in the tailings than their crustal average. Thus, it can suggest that the tailings could contribute with these toxic elements for the surrounding environment of the Bonfim mine.

The high concentrations of elements observed in the bottom sediment of the dams of the investigated area possibly reflect the dissolution and leaching of the elements from the tailings, which could have been transported (solution) in the water (streams). Alternatively these preferential concentrations can reflect a control by the increase of the clay fraction in these bottom sediments.

The total cyanide data for the stream sediments of the Bonfim mine shown that concentrations not exceed 0,5 mg/Kg (limit of detention of the analytical method). Comparing these data with other studies of similar cases in contaminated and not contaminated areas, it was observed that the values found at Bonfim are below the maximum value shown in these studies. Two possibilities could be used to explain the total cyanide amounts found in the Bonfim area: the total cyanide in the stream sediments can be present in amounts below 0,5 mg/Kg, or there is no more cyanide in this material (all cyanide has already be naturally degraded (e.g. oxidation or photodecomposition, catalyzed for the hot and dry climate. However, this degradation generates, for example, the nitrate, a main contaminant of the waters. In the case of the total cyanide data for the

tailings, two stations shown amounts above the detention limit (1,44 mg/Kg and 0,83 mg/Kg of total cyanide). Comparing the results of this study with other studies focusing tailings of gold mines in the United States of America it can be observed that the total cyanide values in the Bonfim mine are below (close in some cases) of the American values (1,5 mg/Kg to 23 mg/Kg).

As conclusions, the present study reveal that the mining activity in the Bonfim mine could be considered as a potential to release toxic elements for the environment. The dispersion of the elements could reach an area up to 10 km far from the mine site. Particularly, the dams of the investigated area present anomalous concentrations of toxic elements. This becomes more serious the environmental concerns in the Bonfim mine because these dams constitute the main water reservoirs to the animals and the population of the area.

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO	1
1.1 – APRESENTAÇÃO	1
1.2 – OBJETIVOS	3
1.3 – METODOLOGIA	4
1.4 – LOCALIZAÇÃO E ACESSO À ÁREA.....	6
1.5 – ASPECTOS FISIOGRÁFICOS E ECONÔMICOS DA ÁREA.....	8
CAPÍTULO II – GEOLOGIA REGIONAL	12
2.1 – INTRODUÇÃO	12
2.2 – A PROVÍNCIA BORBOREMA.....	12
2.3 – LITOESTRATIGRAFIA DA FAIXA SERIDÓ.....	15
2.3.1 – Introdução.....	15
2.3.2 – Unidades Litoestratigráficas da Faixa Seridó.....	15
2.3.2.1 – Embasamento gnaissico-migmatítico.....	17
2.3.2.2 – A seqüência supracrustal.....	17
2.3.2.3 – Rochas granitóides.....	18
CAPÍTULO III – CONTEXTO GEOLÓGICO DA MINA BONFIM	19
3.1 – GEOLOGIA DA MINA BONFIM.....	19
3.2 – EMBASAMENTO GNAISSICO-MIGMATÍTICO.....	19
3.3 – SEQÜÊNCIA SUPRACRUSTAL.....	21
3.3.1 – Mármore.....	21
3.3.2 – Quartzitos.....	22
3.3.3 – Xistos.....	22
3.4 – ROCHAS GRANITÓIDES.....	23
3.5 – SKARNS.....	24

3.6 – CORRELAÇÃO COM AS UNIDADES GEOLÓGICAS REGIONAIS.....	25
CAPÍTULO IV – A MINA BONFIM E SUA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL.....	26
4.1 – HISTÓRICO DA MINA BONFIM.....	26
4.2 – CARACTERÍSTICAS DOS DEPÓSITOS DE SKARNS AURÍFEROS E SHEELITÍFEROS E O MODELO METALOGENÉTICO DO DEPÓSITO BONFIM.....	28
4.2.1 – Depósito Tipo <i>Skarn</i>	28
4.2.2 – Modelo Metalogenético dos <i>Skarns</i> Auríferos.....	30
4.2.3 – Modelo Metalogenético dos <i>Skarns</i> Sheelitíferos.....	31
4.2.4 – Modelo Metalogenético do <i>Skarn</i> Bonfim.....	32
4.3 – CONSIDERAÇÕES SOBRE O POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DOS <i>SKARNS</i> E O CASO DA MINA BONFIM.....	33
4.3.1 – Paragênese Sulfetada do Minério e a Geração de “Drenagem Ácida de Mina”	38
4.3.2 – Metais Pesados e Elementos Tóxicos	40
4.3.2.1 – A geosfera (fonte de metais pesados), a hidrosfera e a biosfera e a interação entre as mesmas.....	42
4.3.2.2 – Elementos químicos e toxicidade.....	42
4.3.2.3 – Bioacumulação dos metais pesados.....	45
4.3.2.4 – Perfis toxicológicos para os principais elementos químicos.....	45
4.3.3 – Lixiviação por Solução Cianetada.....	56
4.3.3.1 – O cianeto e suas formas de ocorrências no meio ambiente.....	56
4.3.3.2 – Fontes de contaminação por cianeto.....	56

4.3.3.3 – Aspectos gerais do processo de lixiviação com solução cianetada.....	57
4.3.3.4 – Aspectos geoambientais do cianeto e o caso da Mina Bonfim.....	59
4.3.3.5 – Toxicidade do Cianeto.....	61
CAPÍTULO V – MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
5.1 - INTRODUÇÃO.....	65
5.2 – ATIVIDADES PRELIMINARES.....	65
5.3 - AMOSTRAGEM.....	67
5.3.1 – Sedimentos de Fundo de Drenagem.....	68
5.3.2 – Pilhas de Rejeito.....	71
5.4 – TRATAMENTO E ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS.....	71
5.4.1 – Sedimentos de Drenagem.....	71
5.4.2 – Pilhas de Rejeito.....	72
5.4.3 – Procedimentos Analíticos.....	73
5.5 – ANÁLISES DE MATÉRIA ORGÂNICAS NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGENS.....	75
CAPÍTULO VI – AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	77
6.1 - INTRODUÇÃO.....	77
6.2 – AVALIAÇÃO DAS ANÁLISES DE METAIS PESADOS E	

SUBSTÂNCIAS TÓXICAS EM AMOSTRAS DE SEDIMENTO DE FUNDO DE DRENAGEM.....	78
--	----

CAPÍTULO VII – METAIS PESADOS E ELEMENTOS TÓXICOS – RESULTADOS E

DISCUSSÕES.....	83
7.1 - INTRODUÇÃO.....	83
7.2 – RESULTADOS ANALÍTICOS.....	84
7.3 – COMPARAÇÃO DOS DADOS ANALÍTICOS DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM COM A COMPOSIÇÃO DOS FOLHELHOS.....	84
7.4 – APLICAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO.....	89
7.4.1 – APLICAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO PARA OS RESULTADOS DE SEDIMENTOS DAS DRENAGENS DA ÁREA.....	91
7.4.2 – APLICAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO PARA OS RESULTADOS ANALÍTICOS DAS PILHAS DE REJEITO.....	93
7.5 – MAPAS DE SÍMBOLOS DA DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS EM SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM E PILHAS DE REJEITO.....	94
7.5.1 – Sedimentos de Fundo.....	95
7.5.2 – Pilhas de Rejeito.....	97
7.6 – COMPARAÇÃO COM ESTUDOS SEMELHANTES NA LITERATURA	98
7.6.1 – Sedimentos de Corrente.....	98
7.7 – RELAÇÃO ENTRE A MINA BONFIM E A ABUNDÂNCIA DOS ELEMENTOS NA CROSTA CONTINENTAL.....	103
7.7.1 - introdução.....	103

7.7.2 – Sedimentos de Fundo.....	103
7.7.3 – Pilhas de Rejeito.....	103
7.8 – RELAÇÃO ENTRE O TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA E O TEOR DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM	105
CAPÍTULO VIII – CIANETO TOTAL – RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	109
8.1 - INTRODUÇÃO.....	109
8.2 – SEDIMENTOS DE FUNDO.....	109
8.3 – PILHAS DE REJEITO.....	110
CAPÍTULO IX – CONCLUSÕES E DISCUSSÕES FINAIS.....	113
9.1 - CONCLUSÕES.....	113
9.2 – DISCUSSÕES FINAIS.....	119
CAPÍTULO X – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123
ANEXOS	

Introdução

1.1 – APRESENTAÇÃO

A história da humanidade, desde os seus primórdios até os dias atuais, relaciona-se com atividades de extração mineral. Inicialmente a atividade de extração mineral era desenvolvida sem nenhum conhecimento do depósito ou da natureza da jazida, impossibilitando um aproveitamento mais elaborado do depósito. Nos dias atuais, esse tipo de extração desordenada ainda existe, sendo denominado de garimpo, ou seja, atividade informal de extração mineral. Com o avanço industrial, os métodos de extração e a pesquisa mineral foram se desenvolvendo, proporcionando um melhor aproveitamento das jazidas, iniciando a atividade de extração mineral, que engloba as atividades de pesquisa, lavra e beneficiamento do minério, apresentando um plano de aproveitamento econômico do depósito a ser explorado.

Com o avanço do conhecimento científico, uma outra preocupação foi definida, a que trata dos aspectos ambientais da atividade de extração. Tais aspectos englobam estudos específicos sobre os aspectos geoquímicos dos depósitos, metodologia adotada para a extração e beneficiamento, disposição dos rejeitos e efluentes e um plano de recuperação da área após a desativação da atividade de mineração. Porém estes aspectos, por serem atuais, ainda estão sendo difundidos pela comunidade científica e progressivamente adotados pelas empresas que extraem os minérios.

É comprovado e reconhecido atualmente que as minas inativas ou em fase de abandono podem constituir fontes potencialmente impactantes ao meio ambiente, impactos esses químico, físico e paisagístico nas áreas circundantes. Esta realidade impõe a implantação de pesquisa e monitoramento das áreas que estão sendo impactadas. A caracterização dessas áreas sob várias vertentes das metodologias científicas a serem adotadas; a avaliação dos riscos inerentes, a investigação de tecnologias de remediação e reabilitação dos locais afetados e, finalmente, a tomada de medidas adequadas à reabilitação dos locais (Salomons 1995).

Atualmente, a crescente interação entre os geólogos econômicos com o estudo dos impactos ambientais das minerações vem propiciando a produção de novos conhecimentos, indispensáveis à prevenção ou mitigação dos efeitos adversos ao meio ambiente, bem como propondo a recuperação de áreas já comprometidas. A interação da geologia econômica com a geologia ambiental é tão possível quanto necessária para a viabilização das atividades mineiras em um ambiente com responsabilidade ambiental (Figueiredo 2000).

O Estado do Rio Grande do Norte é um estado com grande vocação mineira e apresenta um grande potencial para a pesquisa, prospecção e extração mineral, caracterizado pela sua diversidade, que engloba minerais metálicos (p. ex. ouro, scheelita), não metálicos (p. ex. rochas ornamentais e agregados) e recursos energéticos (p. ex. petróleo e gás).

Visando suprir a falta de trabalhos mais específicos no estado do Rio Grande do Norte, que englobe as atividades de extração e beneficiamento mineral e seus impactos ambientais, no contexto geoquímico, este tema de dissertação foi elaborado. A pesquisa está amparada na necessidade de uma avaliação da contaminação ambiental provocada pelos metais pesados e elementos tóxicos que ocorrem naturalmente nas rochas da área da Mina Bonfim, assim como pelas substâncias tóxicas utilizadas no beneficiamento do minério.

O tema alvo da presente dissertação está fundamentado no diagnóstico dos aspectos ambientais envolvidos na atividade de extração, aliando registros desde a sua prospecção, passando pela extração e continuando até a desativação da Mina Bonfim. Faz-se necessário ressaltar a carência de trabalhos científicos que abordem este tema, tão peculiar, no caso o meio ambiente e a mineração, tornando assim um trabalho pioneiro nos depósitos minerais do estado.

A área estudada neste trabalho (Mina Bonfim, Lajes/RN) é considerada como abandonada, devido ao tempo de inatividade (desde 1996), onde, de acordo com visitas realizadas durante as etapas de campo, não são visíveis quaisquer operações de manutenção desde a sua paralisação.

A área investigada neste trabalho foi escolhida baseando-se em estudos realizados por Souza Neto (1999, 2001), os quais mostraram que a região da Mina Bonfim apresenta um potencial para uma problemática ambiental peculiar, devido aos significativos teores de metais pesados (alguns de elevada toxicidade), tais como arsênio (As), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn), selênio (Se), bismuto (Bi) e telúrio (Te) que ocorrem na paragênese sulfetada do minério. Esses sulfetos podem ser facilmente oxidados em condições superficiais, liberando seus constituintes para o meio ambiente. Tais constituintes são desagregados, dissolvidos e transportados, sob a forma de partículas ou em solução, nas drenagens e podendo ficar armazenados nos sedimentos de fundo ou atingir os reservatórios de água, por vezes afetando distâncias de até dezenas de quilômetros (Salomons 1995).

Um outro problema relevante na área da Mina Bonfim é a aplicação de compostos cianetados nas pilhas de rejeito provenientes da extração de tungstênio, utilizados para extração do ouro. Sabe-se da elevada toxicidade do radical cianeto (CN^-), que pode ser perigoso durante o tratamento do minério (produção de gás letal HCN – ácido hidrocianídrico – se o pH da solução for diferente de 11; Kesler 1994), assim como também após seu descarte acidental para o meio ambiente ou sua permanência nas pilhas de rejeito, podendo ocasionar a sua degradação natural, sob condições superficiais, gerando compostos de C e N, como o nitrato (NO_3^-).

1.2 – OBJETIVOS

Esta Dissertação de Mestrado visa cumprir as normas para a obtenção do grau de Mestre em Geociências no Programa de Pesquisa e Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Os principais objetivos desse trabalho de dissertação são:

- Determinar a concentração daqueles elementos e compostos químicos nocivos à saúde humana nos sedimentos de drenagem e nos sedimentos

- de fundo dos reservatórios (açudes), os quais são afetados pelas atividades de extração e beneficiamento dos minérios;
- Estabelecer a distribuição espacial, sob a forma de gráficos e mapas temáticos, dos teores dos elementos analisados, na área da mineração;
 - Avaliar os riscos oferecidos ao meio ambiente pelos teores obtidos para os elementos químicos analisados nos sedimentos da área.
 - Discutir os processos físico-químicos envolvidos na liberação dos elementos químicos das rochas, e também do cianeto, para o meio ambiente.
 - Propor medidas preventivas e, eventualmente, mitigadoras, para qualquer eventual contaminação diagnosticada na área estudada.

1.3 – METODOLOGIA

Dados analíticos provenientes de análises geoquímicas de metais pesados e cianeto, em amostras de sedimento de fundo de drenagem e das pilhas de rejeito dispostas na área da mina Bonfim foram utilizados para que os objetivos da pesquisa fossem alcançados. Tais dados analíticos proporcionaram o diagnóstico geoquímico-ambiental na área sob influência das atividades de exploração mineral da mina Bonfim.

A pesquisa desenvolvida seguiu um roteiro metodológico:

- a) Primordialmente foi realizado um levantamento bibliográfico sobre o tema da pesquisa, bem como um levantamento sobre os dados e trabalhos realizados na área da pesquisa, relacionando fatores geológicos, climatológicos e geoquímicos. Nesse levantamento bibliográfico foram coletados dados e artigos científicos no Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente (IDEMA), no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), na Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN), na Biblioteca Setorial do Departamento de Geologia (Biblioteca Prof. Leon Diniz), na Biblioteca Central Zila Mamede da

Universidade Federal do Rio Grande do Norte, em páginas eletrônicas (INTERNET), entre outras diversas fontes.

- b) Em seguida foi realizado o planejamento das estações de amostragem. A campanha de amostragem na área da Mina Bonfim foi definida a fim de se recobrir as áreas que poderiam estar afetadas pela atividade mineira, bem como áreas sem influência da mineração e as pilhas de rejeito. Esse recobrimento permite identificar se as áreas foram contaminadas pelas atividades mineiras ou, se essa contaminação é proveniente das rochas que compõe o arcabouço geológico da região. A localização das estações de amostragem teve como base a Folha Topográfica SB.24-X-D-VI MI-976 (Folha Lajes) da SUDENE (Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste), publicada no ano de 1985, na escala de 1:100000, e fotografias aéreas executadas por Serviços Aerofotogramétricos Cruzeiro do Sul S.A., com escala aproximada de 1:70000. A amostragem foi realizada na rede de drenagem a jusante e a montante da área minerada, bem como nos dois principais açudes, locados a jusante da Mina Bonfim.
- c) Subseqüentemente, teve início as etapas de campo. A primeira campanha de amostragem ocorreu em 14 de julho de 2001, onde se realizou a coletada sistemática das pilhas de rejeito, de onde foram coletadas duas amostras representativas do volume total da pilha, para as cinco principais pilhas de rejeito expostas na área da mina (Anexo I), totalizando 10 amostras (denominadas de BP-X A ou B, onde X corresponde ao número da pilha e A ou B diferencia as duas amostras coletadas em cada pilha). A segunda campanha de amostragem realizou-se durante os dias 6 a 11 de dezembro de 2001. Nessa campanha foi coletado um total de 20 amostras e duas duplicatas de sedimento de fundo de drenagem, cumprindo-se a meta da campanha. Os pontos que foram amostrados em sedimento foram denominados de LS-X (onde X variou de 1 a 20 – Anexo II).
- d) Em uma outra etapa, em laboratório, as amostras foram tratadas e enviadas para análises em laboratórios comerciais (cianeto total -

- laboratório da Lakefield-Geosol, em Belo Horizonte/MG; metais pesados - laboratório da Bondar Clegg no Canadá).
- e) Uma vez de posse dos resultados analíticos, os dados passaram por uma avaliação de qualidade, utilizando-se os resultados de amostras em duplicatas (de campo e de laboratório) e aplicação de testes estatísticos.
- f) Em seguida, as interpretações dos resultados analíticos para sedimentos de fundo foram feitas da seguinte forma:
- i. Comparação com valores da composição de folhelhos;
 - ii. Comparação com estudos de casos semelhantes encontrados na literatura;
 - iii. Comparação com a abundância dos elementos químicos na crosta continental;
 - iv. Aplicação da matriz de correlação;
 - v. Correlação entre o teor de matéria orgânica e os teores de metais pesado e substâncias tóxicas nos sedimentos de fundo de drenagem da área da Mina Bonfim;
 - vi. Confecção de mapas de símbolos para a visualização espacial dos teores dos elementos analisados (estes mapas também foram feitos para as pilhas de rejeito investigadas) e, apenas para as estações de amostragem dos sedimentos de fundo de drenagem, gráficos correlacionando as estações de amostragem e os teores dos metais pesados e elementos tóxicos.

Embasado em todas as informações e interpretações, foi possível estabelecer uma magnitude das concentrações dos parâmetros analisados e seu comprometimento ambiental, com isso possibilitando explicitar o estado atual do sistema ambiental estudado.

1.4.– LOCALIZAÇÃO E ACESSO À ÁREA

A Mina Bonfim W-Au (Bi-Te) está localizada na porção centro-oriental do Estado do Rio Grande do Norte, a cerca de 27Km a sudeste do município de Lajes, no Estado do Rio Grande do Norte. A área de estudo (Fig. 1.1) é delimitada por um

polígono regular de aproximadamente 20Km², delimitado pelas coordenadas 05°47'25" e 05°52'41" de latitude sul e 36°09'04" e 36°06'52" de longitude oeste. A área situa-se na Folha Topográfica SB.24-X-D-VI MI-976 (Folha Lajes). A principal via de acesso é a Rodovia Federal BR-304, que passa ao norte da área, além de estradas secundárias e vicinais, as quais dão acesso às fazendas e à área da mina. A principal via de acesso à Mina Bonfim encontra-se distante 10Km, a partir de Lajes em direção a Natal seguindo-se a BR-304, quando se acessa uma via carroçável, à distância até a sede da mina é de cerca de 18Km.



Fig. 1.1 – Mapa de Localização da área da Mina Bonfim.

1.5 – ASPECTOS FISIAGRÁFICOS E ECONÔMICOS DA ÁREA

A região em ênfase no trabalho situa-se na porção semi-árida do nordeste brasileiro, pertencente ao chamado Polígono das Secas. Fisiograficamente, a área estudada encontra-se na região semi-árida do sertão nordestino, caracterizado por um clima quente, tipo BSHs' segundo a classificação de Kopën (1928 *apud* Barbalho 1992). As variações anuais de temperatura apresentam um mínimo de 21°C e um máximo de 35°C, com médias de 28°C. As chuvas são irregulares e mal distribuídas, concentrando-se nos meses de março a junho, caracterizando um curto período de inverno e outro, mais extenso, de estiagem nos demais meses (Fig. 1.2 e 1.3).

A vegetação típica é a caatinga hiperxerofílica, apresentando, basicamente, as formações arbustivas e herbáceas, com grande número de cactáceas, entre as quais podem ser citadas macambira, xique-xique, cardeiro e a coroa de frade. Os tipos arbóreos são representados por umbuzeiros, carnaúbas, jurema e marmeleiros. A vegetação apresenta-se, quase que na sua totalidade, dispersa sobre um solo raso e pedregoso (Prates *et al.* 1981).

A hidrografia da região apresenta regime temporário, os canais são regidos pelas estruturas geológicas, predominando os modelos treliçados e anastomosados. Os principais cursos d'água são os riachos Almirante, do Oriente e Bonfim (Fig. 1.5).

O relevo da área é caracterizado pela presença de serras alinhadas na direção NNE, as quais destaca-se a Serra do Balanço e Serra do Bonfim, estas separadas por áreas aplainadas ou vales. A cota máxima encontrada na área é de 521m na Serra do Balanço (Fig. 1.5).

As principais atividades econômicas da região são a agricultura de subsistência, pecuária extensiva (destacando a criação de caprinos) e a caça, destacando atividades de garimpagem de Au, W, Be, Nb, Ta e extração de material de construção (rochas ornamentais, cal, brita e rochas para pavimentação).

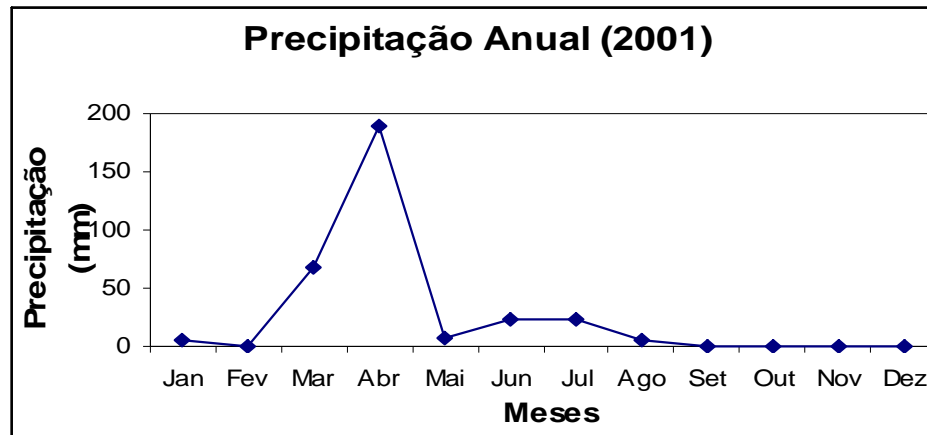


Fig. 1.2 - Dados de precipitação (anual) do ano de 2001, para a região da mina Bonfim. Fonte: Estação Climatológica de Caiçara do Rio dos Ventos / EMPARN.

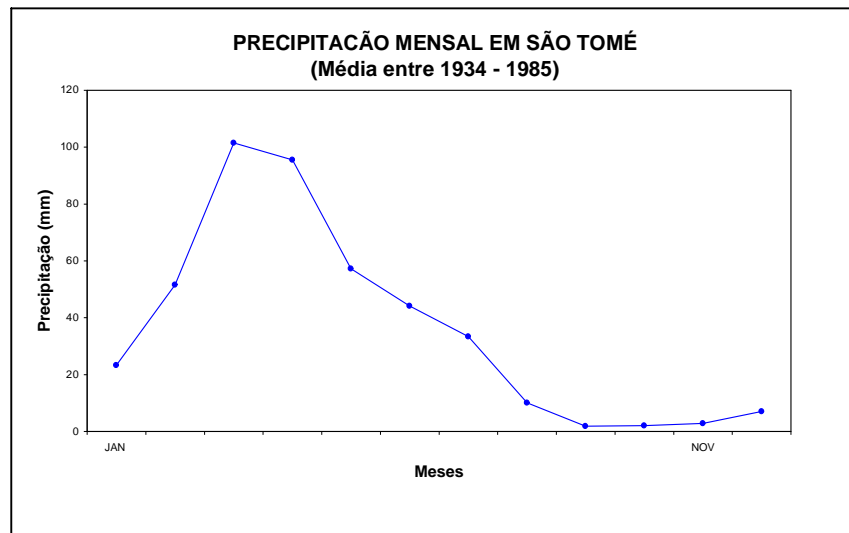


Fig. 1.3 - Dados de precipitação (média histórica mensal ou normais climatológicas) para a região da mina Bonfim. Fonte: Estação Climatológica de São Tomé / EMPARN.

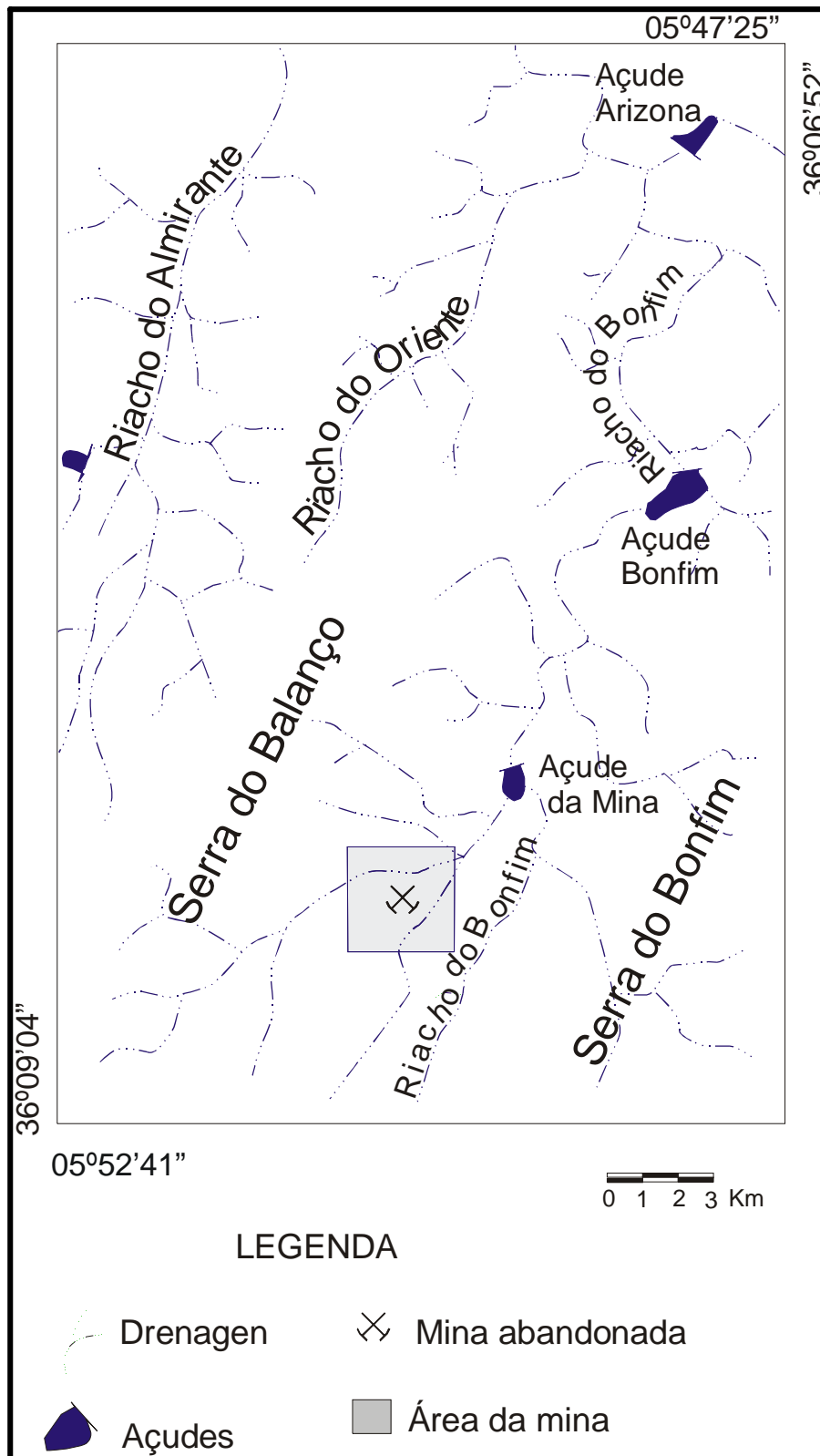


Figura 1.4 – Mapa de drenagens da área da Mina Bonfim.

II

Geologia Regional

2.1 - INTRODUÇÃO

A área enfatizada neste trabalho está inserida na Província Borborema, especificamente na Faixa Seridó, que é uma das unidades crustais pré-cambrianas dessa província. Nesse capítulo será discutida a geologia dessa província.

2.2 – A PROVÍNCIA BORBOREMA

A Província Borborema representa a porção da plataforma sul-americana situada no Nordeste do Brasil (Almeida *et al.* 1977) e vem a ser um conjunto de unidades geológicas estabilizadas ao término da Orogênese Brasileira. A Província Borborema (Fig. 2.1) limita-se a sul pelo Cráton São Francisco, a oeste pelos sedimentos fanerozóicos da Bacia do Parnaíba, e a norte e leste pelos sedimentos mesozóicos e cenozóicos da margem continental passiva do Oceano Atlântico.

Uma seqüência supracrustal, com predomínio de rochas metassedimentares e metavulcânicas do Proterozóico, as quais repousam discordantemente sobre um embasamento gnáissico-migmatítico de idade arqueana, compõem o quadro litoestratigráfico da Província Borborema (Almeida *et al.* 1977). Uma de suas principais características é a presença do Ciclo Orogênico Brasileiro, considerado como o último evento tectono-termal a atuar na região. O Ciclo Brasileiro foi responsável pela deformação de rochas, formação de estruturas dúcteis, como as zonas de cisalhamento transcorrentes E-W e NE-SW de escala continental e volumoso plutonismo granítico.

Os trabalhos que sucederam (Brito Neves 1983; Santos e Brito Neves 1984), reavaliaram e readaptaram as definições e os conceitos anteriormente utilizados, e separaram as rochas da Província Borborema em dois grandes grupos, que apresentam características contrastantes. Um grupo de rochas arqueanas, formada por rochas gnáissico-migmatíticas deformadas na Orogênese Transamazônica e retrabalhadas durante a Orogênese Brasileira. O outro grupo, mais recente, formado por rochas estruturadas e deformado durante o evento brasileiro, constituindo as supracrustais de idade proterozóica. Brito Neves *et al.* (1995, 1996), Leite *et al.* (1996) e Van Schmus *et al.* (1996) defendem ainda que a Província Borborema originou-se a partir do amalgamento de diversos blocos crustais, originados em inúmeros ciclos orogênicos, soldados durante o ciclo Brasileiro. Durante este ciclo teriam sido desenvolvidas zonas de cisalhamento ao longo das suturas meso-crustais, às quais estariam relacionadas às intrusões dos granitóides brasileiros.

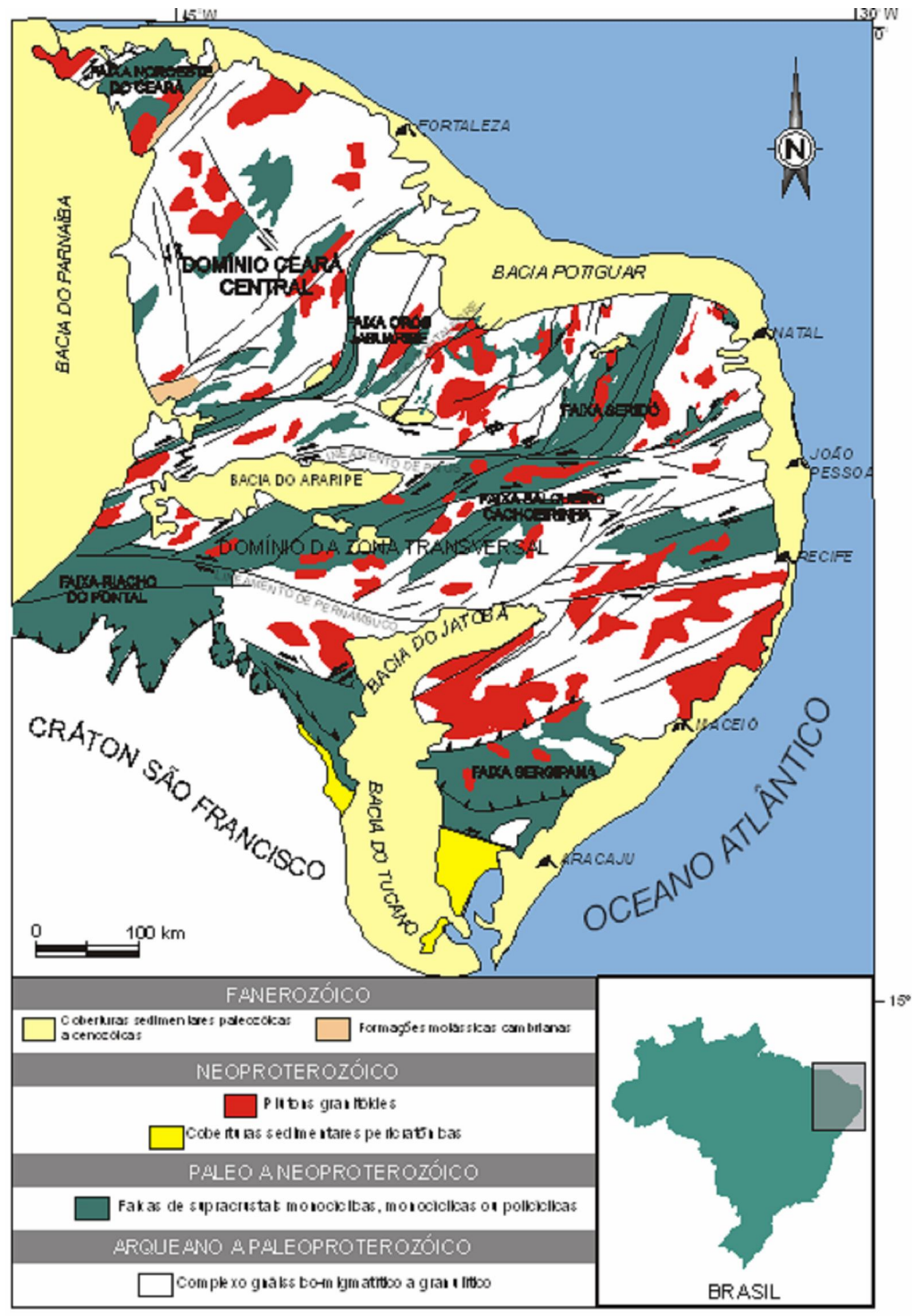
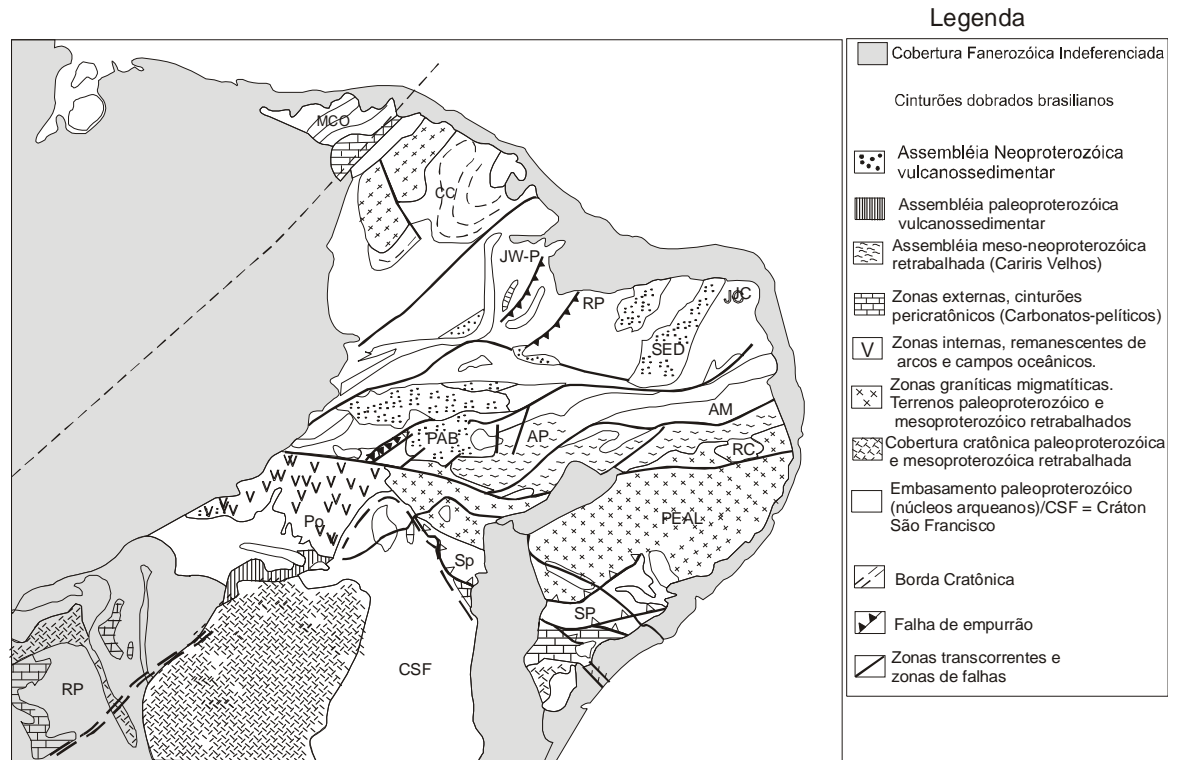


FIG. 2.1 - Mapa geológico simplificado da Província Borborema, nordeste do Brasil (compilado de Jardim de Sá 1994).



MCO		Médio Coreau
CC		Ceará Central
RGDN	JW-P = Jaguaribe-W Potiguar RP = Rio Piranhas SED = Faixa Seridó JC = São José do Campestre	Rio Grande do Norte
ZT	PBA = Piancó-Alto Brígida AP = Alto Pajeú AM = Alto Moxotó RC = Rio Capibaribe	Zona Transversal
DS	Rp = Rio Preto Po = Riacho do Pontal Sp = Sergipano	Domínio Sul
PEAL	= Pernambuco-Alagoas	
CSF		Cráton São Francisco

Figura 2.2 – Esboço geológico da Província Borborema, a norte do Cráton São Francisco e os principais domínios geológicos da Província Borborema (MCO, CC, RGDN, ZT, SD e PEAL). Estes domínios podem ser, informalmente, subdivididos em terrenos, baseados nas principais características lito-estruturais e geocronológicas. Fonte: Brito Neves *et al.* (2000).

2.3 - LITOESTRATIGRAFIA DA FAIXA SERIDÓ

2.3.1 - Introdução

A Faixa Seridó (Fig. 2.3), localizada no extremo nordeste da Província Borborema, limita-se a sul com o Lineamento Patos, a oeste com a Zona de Cisalhamento Portalegre e, a norte e a leste com os depósitos cretáceos e/ou mais recentes da Bacia Potiguar, que capeiam as rochas da Faixa Seridó.

A Faixa Seridó compreende uma seqüência supracrustal de rochas metassedimentares, predominantemente, denominada Grupo Seridó (Jardim de Sá e Salim 1980), que repousa discordantemente sobre um embasamento gnáissico-migmatítico, denominado Complexo Caicó (Jardim de Sá 1978) ou Grupo São Vicente (Ebert 1969) na porção oeste, e sobre o Maciço São José de Campestre ou Caldas Brandão (Brito Neves 1975 e 1983) na porção leste, sendo estas duas unidades (Complexo Caicó ou Grupo São Vicente e Maciço Caldas Brandão) afetadas por estruturas e magmatismo neoproterozóicos. No embasamento foram identificadas três fases de deformação, denominadas de D₁, D₂ e D₃ por Jardim de Sá (1994), porém na seqüência supracrustal apenas as duas últimas fases de deformação foram observadas.

2.3.2 – Unidades Litoestratigráficas da Faixa Seridó

A estratigrafia da Faixa Seridó pode ser descrita a partir do empilhamento de três grandes unidades litológicas, que são da base para o topo: embasamento gnáissico-migmatítico e seqüência de rochas supracrustais, ambas unidades intrudidas por rochas granitóides tardias.

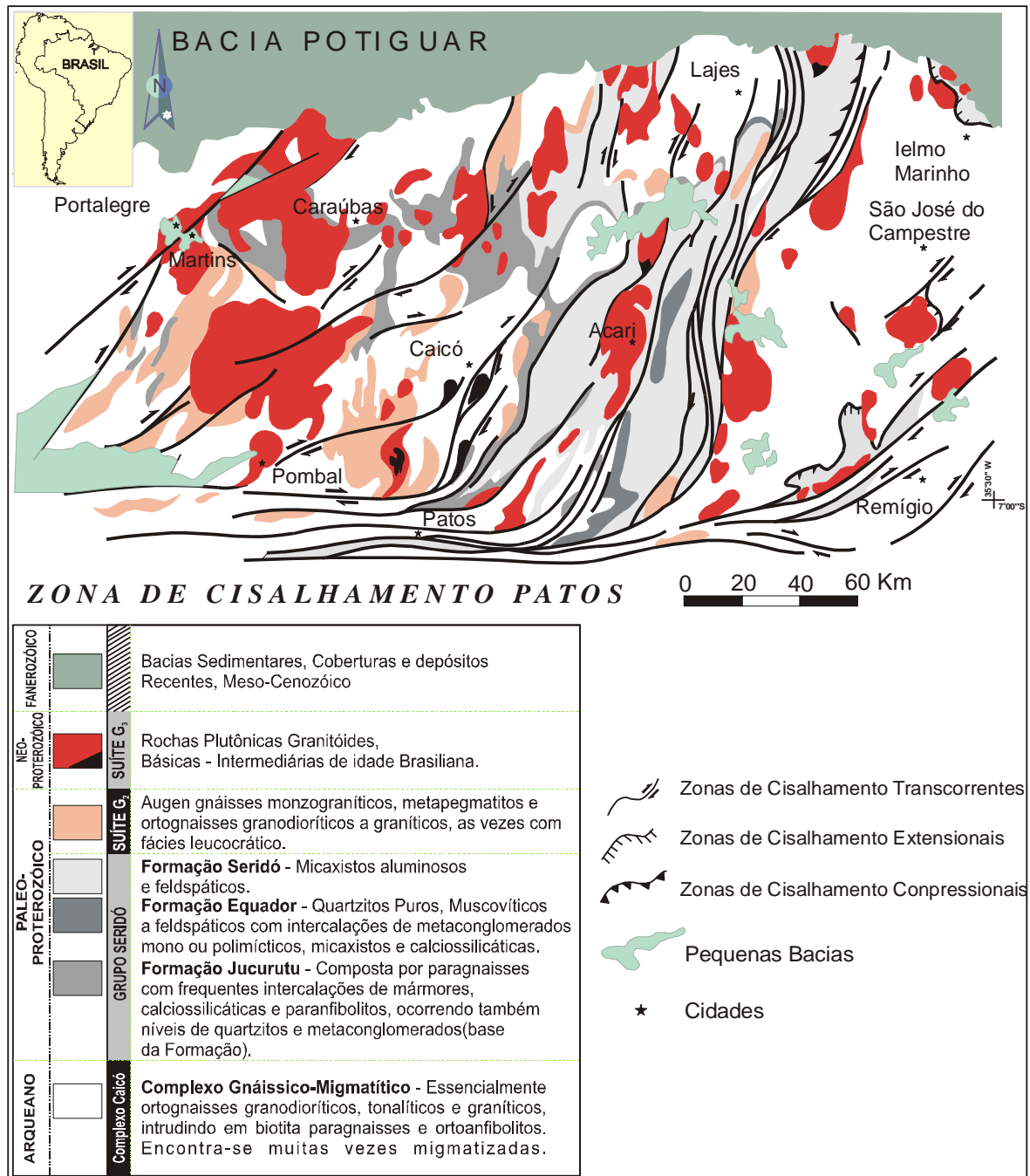


Figura 2.3 – Mapa Geológico da Faixa Seridó (compilado de Jardim de Sá *et al.* 1995).

2.3.2.1 - Embasamento Gnáissico-Migmatítico

O embasamento da Faixa Seridó compreende, na porção leste, gnaisses, migmatitos, granulitos e rochas básicas e (Maciço Caldas Barandão), na porção oeste, rochas metavulcanossedimentar cortada por rochas ortoderivadas e migmatitos (Complexo Caicó).

De uma maneira geral, o embasamento compreende uma seqüência de rochas metavulcanossedimentares mais antigas, formada por metassedimentos grauváquicos e psamíticos, englobando gnaisses diversos, rochas metavulcânicas básicas andesíticas e anfíbolíticas. Essas rochas encontram-se intrudidas por um intenso magmatismo félsico que se encontram como rochas de composição granítica, tonalítica a diorítica deformadas. Dantas *et al.* (1991) determinaram o intervalo de 2,23 a 2,15 Ga para intrusão e metamorfismo das rochas granitóides (gabros a monzodioritos) que constituem os ortognaisses do embasamento.

2.3.2.2 - A Seqüência Supracrustal

Denominada de Grupo Seridó por Jardim de Sá e Salim (1980), a seqüência de rochas supracrustais constitui-se de rochas metavulcanossedimentares intrudidas por rochas granitóides, e o contato das mesmas com o embasamento gnáissico-migmatítico ocorre por zonas de cisalhamento tangenciais ou transcorrentes. Uma superfície de não conformidade com o embasamento foi reconhecida (Jardim de Sá 1994), sendo definida pela presença de metaconglomerados basais no Grupo Seridó e diques de anfíbolito que truncam o bandamento precoce/preexistente do embasamento.

O Grupo Seridó é subdividido nas Formações Jucurutu, Equador e Seridó.

A Formação Jucurutu, base do Grupo Seridó, constitui-se de biotita gnaisses, intercalações de rochas carbonáticas e cálcio-silicatadas, níveis quartzíticos, e em alguns locais ferríferos, xistos e anfíbolitos como intercalações de escala métrica a decamétrica e rochas metavulcânicas de composição básica à intermediária.

A Formação Equador, porção intermediária do Grupo Seridó, apresenta como seu principal representante os muscovita-quartzitos, com variações faciológicas para muscovita-quartzo xistos, localizadamente ocorrem horizontes de quartzitos feldspáticos, quartzitos ferríferos, paragnaisses e intercalações de metaconglomerados mono ou polimíticos (Jardim de Sá e Salim 1980).

A Formação Seridó, topo do Grupo Seridó, é composta por micaxistos diversos, com níveis enriquecidos em aluminossilicatos com andaluzita, silimanita e, subordinadamente, intercalações de quartzitos, mármore, rochas metavulcânicas, rochas cálcio-silicatadas e metaconglomerados.

Dados recentes obtidos por Van Schmus *et al.* (1995b), usando o método de datação U-Pb e Sm-Nd nos zircões e rocha total das rochas metavulcânicas e metassedimentares do Grupo Seridó mostraram uma idade de, no mínimo, 1.600 Ma (Mesoproterozóico) para os mármore da Formação Jucurutu e de 800 a 1.200 Ma para os xistos.

2.3.2.3 – Rochas Granitóides

A extensa granitogênese imposta pela Orogênese Brasileira no domínio da Faixa Seridó, representa a mais expressiva atividade ígnea em termos volumétricos encontrados na região.

Jardim de Sá *et al.* (1981, 1986, 1987, 1988) reconheceram na Faixa Seridó a presença de duas associações principais de rochas granitóides, intrusivas nos metassedimentos.

A geração mais antiga é dominada de gnaisses *augens* graníticos, com tipos subordinados de composição granodiorítica-tonalítica, leucogranitos e pegmatitos. Macedo *et al.* (1984) e Jardim de Sá *et al.* (1987) dataram essas rochas pelo método Rb-Sr, atribuindo uma idade de 2.0 Ga. Esta idade foi posteriormente confirmada por dados U-Pb em zircão reportados por Legrand *et al.* (1991a), que obtiveram 1,94 Ga para estas mesmas.

A geração mais jovem correspondente às rochas granitóides brasileiras. Este plutonismo é representado por diversos batólitos, stocks e diques com características geológicas e geoquímicas distintas. Datações reportadas por Jardim de Sá *et al.* (1987), Hackspacher *et al.* (1987), McMurry *et al.* (1987a, b), Legrand *et al.* (1991b) e Galindo *et al.* (1991, 1993) atribuíram um intervalo de idades entre 670 a 540 Ma para essas rochas.

III

Contexto Geológico da Mina Bonfim

3.1 – GEOLOGIA DA MINA BONFIM

O contexto geológico, o qual a Mina Bonfim (Fig. 3.1) está inserida, compreende um embasamento constituído por ortognaisses migmatizados (Paleoproterozóico), sobrepostos por uma seqüência de rochas supracrustais composta por mármore, quartzitos e micaxistos (Meso a Neoproterozóico) e intrusões de rochas granitóides (Neoproterozóico). Esta região foi afetada por um evento tectônico transpressional, correlacionável à Orogênese Brasileira (± 600 Ma) com cisalhamento dextral (NE-SW). Tardiamente a esse evento tectônico, um evento metassomático ocorreu transformando os mármore e micaxistos em *skarns* (Souza Neto 1999).

3.2 – EMBASAMENTO GNÁISSICO-MIGMATÍTICO

Essa unidade litológica compreende maior parte da área, sendo esta composta por ortognaisses e granodioríticos-tonalíticos, no extremo norte da área. Compõe-se de paragnaisses e anfibolitos, intrudidos por ortognaisses tonalíticos a granodioritos. Nas proximidades do Riacho Bonfim, essa unidade é composta por ortognaisses tonalíticos a granodioríticos bandados cortados por diques de anfibolitos. Apresentam bandamento metamórfico, ocorrendo com textura tipo *augen* (Barbalho 1992).

A sua mineralogia é composta basicamente por biotita, feldspato alcalino, anfibólio (hornblenda), plagioclásio, granada, clorita, apatita, zircão, magnetita, hematita e ilmenita (Barbalho 1992).

Lentes de anfibolito rico em pirita, com espessura média de 1 a 1,5 metros são encontradas dentro dos migmatitos. Estes anfibolitos são compostos por hornblenda, plagioclásio, piroxênio, titanita e alanita. Esta rocha provavelmente corresponde aos corpos máficos preexistentes no protólito do migmatito (Souza Neto 1999).

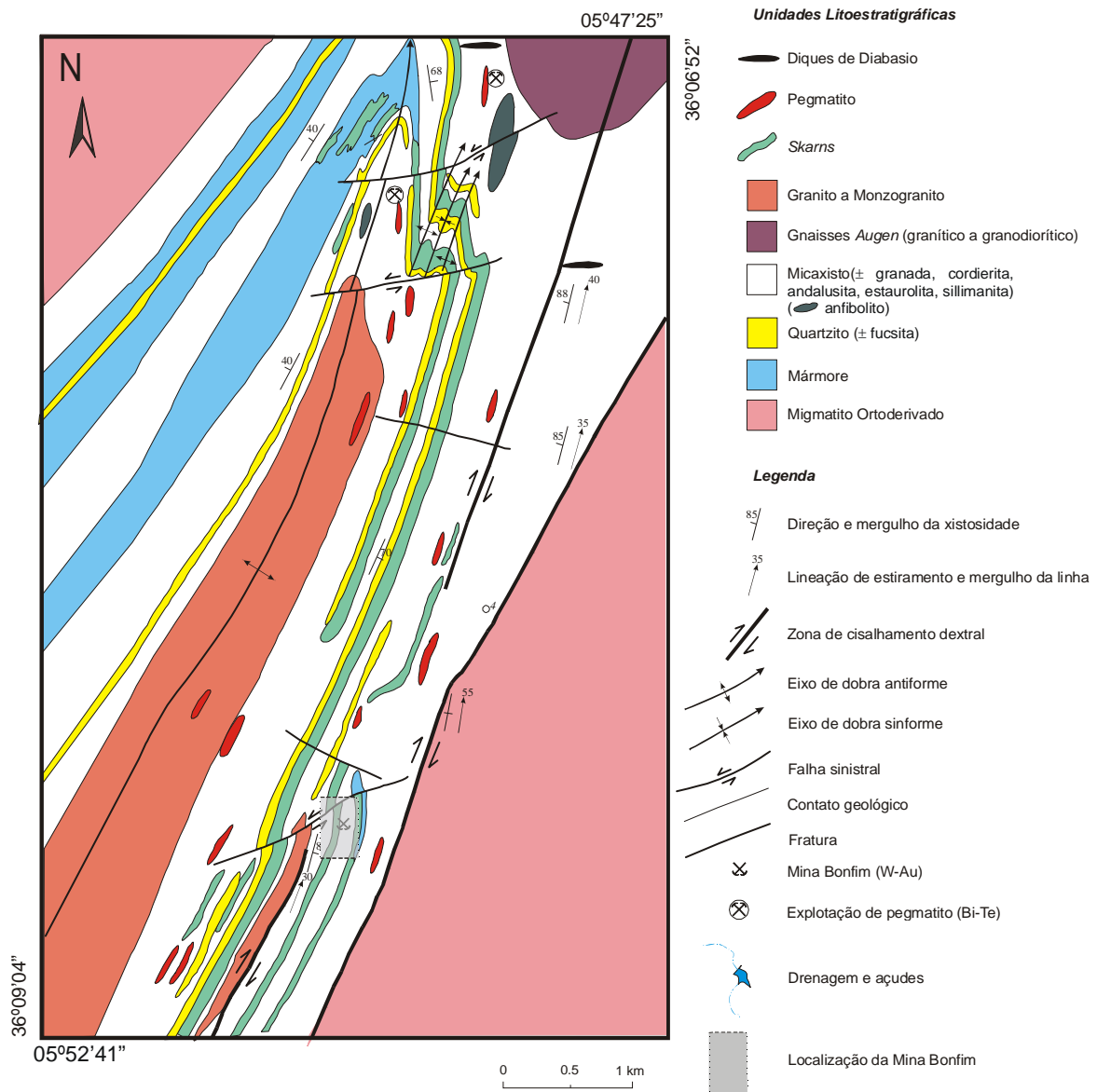


Figura 3.1 – Mapa geológico da área da Mina Bonfim (modificado a partir de Carneiro Filho 1994; Almeida 1994; Barbalho 1992 e Souza Neto 1999).

3.3 – SEQÜÊNCIA SUPRACRUSTAL

3.3.1 – Mármore

Souza Neto (1999) subdividiu os mármore, encontrados na área, em três grupos: distantes, próximos e adjacentes aos *skarns*, os quais discernem-se pela paragênese mineral e pelas transformações metassomáticas que apresentam.

a) Mármore distantes dos *skarns*

Estes mármore ocorrem sob a forma de camadas com uma média de 500m de espessura dentro dos xistos. Nas descrições de testemunhos de sondagem, os mármore apresentam camadas de 15 a 20 metros, intercalados nos xistos, provavelmente dispostos pela tectônica regional, uma vez que estratigraficamente os mármore estão sob os xistos.

A paragênese dos mármore é composta por calcita, flogopita, tremolita, talco, apatita e quartzo. Os mármore mostram um bandamento alternado constituído por níveis cinzas e brancos de 2 a 5 mm de espessura. Estes mármore apresentam uma textura lepidogranoblástica com granulometria variando de fina a média.

b) Mármore próximos aos *skarns*

Esses mármore distam uma média de 1 metro do contato com os *skarns*, e foi descrito essencialmente, em amostras de testemunho. Essa litologia é caracterizada por apresentar um bandamento composto por bolsões verdes (clorita e tremolita + rutilo subordinado) com diâmetro de 1cm, inseridos em níveis cinzas ricos em flogopita e com espessura superior a 5cm.

A paragênese desses mármore é semelhante aos descritos anteriormente, porém estes apresentam clorita e muscovita, alanita e calcita recristalizada. A calcita recristalizada apresenta-se associada a bandamentos compostos por tremolita no mármore.

c) Mármore adjacentes aos *Skarns*

Essa variação de mármore apresenta uma coloração branca, predominantemente, porém mostra bolsões castanhos (1 a 2cm de diâmetro) e brancas (3cm de espessura). A paragênese encontrada nesse tipo de mármore é

semelhante àquela encontrada nos mármoreos próximos aos *skarns*, porém também apresenta olivina, serpentina e wolastonita.

Os bolsões castanhos e brancos são compostas por flogopita, com ilmenita associada, e wolastonita, respectivamente. A ocorrência desses minerais é provavelmente devido às transformações metassomáticas que afetaram os mármoreos. Esses bolsões parecem ser formados por material residual, resultante da dissolução do mármoreo.

3.3.2 – Quartzitos

Os quartzitos na área da mina Bonfim ocorrem como lentes alongadas com coloração variando entre branco e cinza claro e espessura de até 100 m, dentro dos mármoreos e dos xistos ou em contato direto com as lentes de *skarns*. A inserção nos xistos e mármoreos ocorreu tectonicamente.

A textura apresentada pelo quartzito é lepidogranoblástica com granulometria média a grossa.

A paragênese encontrada na região consiste essencialmente de quartzo, flogopita e muscovita, em alguns locais também é comum encontrar fucsita e rutilo, atribuindo uma coloração verde ao quartzito.

3.3.3 – Xistos

Essa litologia prepondera na região da Mina Bonfim. Uma zona de cisalhamento marca o contato entre o xisto e as rochas do embasamento gnáissico-migmatítico, na porção leste da área (Fig. 3.1). Os xistos foram subdivididos em dois subgrupos: biotita-xisto e antofilita-xisto. Ambos sofreram metassomatismo para actinolita-xisto (Souza Neto 1999).

a) Biotita Xisto

Os representantes não alterados dos biotita-xistos contêm granada, cordierita, estauroлита e andaluzita. Esses xistos apresentam veios de quartzo com pirita, pirrotita e calcopirita associados. Esses sulfetos ainda podem ser encontrados disseminados nos xistos. Em alguns locais apresentam lentes calciossilicáticas (anfíbólio+plagioclásio) com espessura média de 60 cm e 20 m de comprimento. A textura apresentada pelos xistos é lepidogranoblástica com granulometria fina.

Ao aproximar-se da zona de alteração para actinolita-xisto, o biotita xisto mostra-se em início de transformação metassomática, a qual é responsável pela formação do actinolita-xisto. Uma quantidade anômala de clorita e sillimanita é formada a partir da alteração da biotita.

A zona actinolita-xisto é composta por um bandamento composto por bandas de actinolita-tremolita (3 a 4mm de espessura), que ocorrem regularmente intercaladas com bandas ricas em biotita. O xisto apresenta veios de quartzo que contém pirita e, subordinadamente, actinolita e grafita como inclusões.

b) Antofilita Xisto

Essa variedade litológica foi encontrada apenas em amostras de furo de sonda, e caracteriza-se por uma paragênese formada por flogopita, antofilita, granada, turmalina zircão e monazita. Essa paragênese precoce é substituída por epidoto+apatita e, mais tardiamente, por mica+cloritóide+quartzo.

Quando esta litologia se aproxima da zona actinolita-xisto a paragênese passa a mostrar zonas enriquecidas em clorita-sericita (ilmenita). Entre esta zona e a zona actinolita -xisto existe uma zona enriquecida em quartzo, com sericita associada.

Esta zona alterada é caracterizada pela presença de bandas ricas em actinolita e a antofilita pode ser encontrada em alguns bolsões circundados por flogopita. A paragênese encontrada é anfibólio, flogopita, antofilita, tremolita-actinolita e apatita.

3.4 – ROCHAS GRANITÓIDES

As rochas granitóides que ocorrem na área da Mina Bonfim correspondem a *augen* gnaiss (granítico a granodiorítico), correlato ao magmatismo paleoproterozóico, sendo localizado na porção leste da área, e a granitos a monzogranitos correlatos ao magmatismo Neoproterozóico, além de corpos pegmatíticos e diques de diabásio.

O *augen* gnaiss apresenta uma coloração cinza clara a rosa. A composição predominante é quartzo, plagioclásio, feldspato alcalino, além de biotita±anfibólio. Esta rocha pode apresentar-se com textura variando entre

milonítica e protomilonítica nas zonas de cisalhamento, que marca o contato entre o *augen* e as rochas adjacentes.

Os representantes do magmatismo Neoproterozóico são corpos intrusivos, alongados com a direção N-NE preferencial, e um corpo volumetricamente maior que intrude os micaxistos no núcleo do braqui-antiforme de Bonfim. São rochas de granulometria fina e textura equigranular. Sua composição mineralógica é formada por quartzo, plagioclásio, feldspato alcalino, biotita e muscovita, com apatita, zircão, rutilo, magnetita e pirita.

Os corpos pegmatíticos ocorrem e intrudem, essencialmente, os xistos e as rochas granitóides neoproterozóicas. Esses corpos apresentam mineralizações de nióbio e tântalo.

Por fim, os diques de diabásio, que foram observados apenas em furos de sonda.

3.5 – SKARNS

Skarns são rochas cálcio-silicatadas que sofreram metamorfismo e/ou metassomatismo de contato e que apresenta mineralogia cálcio-silicatada característica (diopsídio, epidotos, grossulária, vesuvianita), muitas vezes com crescimento mineral de vários centímetros. Apesar de serem usados como sinônimos, etimologicamente, o termo *tactito* induz a interpretação genética de rocha de contato, enquanto que *skarn* refere-se, essencialmente, a uma paragênese de minerais cálcio-silicatados, podendo ser de contato ou não (Winge *et. al.* 2001).

Os *skarns* ocorrem tanto no mármore, no xisto, ou no contato entre eles (Souza Neto 1999).

No mármore ocorrem duas zonas metassomáticas, a zona diopsídio e a zona com anfibólio. A paragênese encontrada apresenta diopsídio, actinolita-tremolita, apatita, calcita, titanita, epidoto (zoisita-clinozoisita), pirita, pirrotita, calcopirita e magnetita.

No xisto duas zonas tardias se desenvolveram: a zona clinozoisita/zoisita + sericita e a zona bismilita-zavaritskita (paragênese do ouro). A mineralogia observada é composta por sulfetos, diopsídio e plagioclásio, além da paragênese do ouro, a qual apresenta minerais raros, como a série da bismilita-zavaritskita,

bismuto nativo, bismutinita, joseíta, calcopirita, esfalerita, epidoto, prehnita e clorita (Souza Neto 1999).

No contato entre mármore e xisto, os *skarns* são caracterizados pela presença de granada (glossulária).

3.6 – CORRELAÇÃO COM AS UNIDADES GEOLÓGICAS REGIONAIS

Correlacionando-se as unidades encontradas na região da Mina Bonfim, com as unidades geológicas definidas para a Faixa Seridó, tem-se que os migmatitos ortoderivados são correlatos ao embasamento regional, denominado de Suite Magmática de Caicó, os gnaisses *augen* (rochas granitóides paleoproterozóicas) são considerados como membros diferenciados dessa unidade regional. Os mármore, quartzitos e xistos correlacionam-se à seqüência de rochas supracrustais do Grupo Seridó, formadas pelas Formações Jucurutu, Equador e Seridó, respectivamente. E, por fim, as rochas granitóides neoproterozóicas, que são representadas pelos granitos a monzogranitos da área da Mina Bonfim, além dos diques de diabásio encontrados que são correlacionadas ao vulcanismo regional ocorrido durante o Terciário, caracterizadas por Almeida e Hasui (1984).

IV

A Mina Bonfim e sua Problemática Ambiental

4.1 – HISTÓRICO DA MINA BONFIM

A Mina Bonfim (Fig. 4.1) situa-se na Fazenda Bonfim, subdistrito scheelitífero Lajes - São Tomé, município de Lajes no Estado do Rio Grande do Norte. As primeiras notícias da extração de scheelita datam de 1969, onde durante uma atividade desordenada de garimpagem, após a abertura de diversas banquetas, uma expôs diversos corpos de minério, denominados localmente de tactito (rochas cálcio-silicáticas, posteriormente evidenciadas como *skarns*, Souza Neto 1999). Em 1970, a Mineração Potira Ltda. iniciou os trabalhos sistemáticos de pesquisa mineral. As reservas bloqueadas em 150.000t com 72% de WO_3 concentrado, foram lavradas até 1977 e, em 1981, a mina encerrou suas atividades (DOCEGEO 1996).

A scheelita, nos *skarns* da Mina Bonfim, ocorre em cristais de até 20cm, dispersos na matriz. Os teores de WO_3 são variáveis, apresentando uma média de 2%, ocorrendo, eventualmente bolsões de minério com até 15% de WO_3 (CPRM 1971). Os *skarns* de Bonfim apresentam teores de até 44 g/t de Au, obtidos em alíquotas de amostras de canal provenientes de algumas galerias, distribuídas de maneira irregular, associadas a níveis enriquecidos em bismuto (DOCEGEO 1996).

Em 1992 identificaram-se os primeiros indícios de ouro nos rejeitos da lavra da scheelita e, no ano seguinte, a Mineração Tomás Salustino iniciou a produção com uma pequena e rudimentar planta de lixiviação em pilhas (solução cianetada, tonéis vazios contendo identificados com etiquetas de NaCN foram observados em campo – Fig. 4.2). Até meados de 1996, foram produzidos 100Kg de ouro a partir do processamento de, aproximadamente, 80.000t de rejeito com teor médio de 3,0g/t (DOCEGEO 1996). No Depósito Bonfim, o teor de ouro varia entre 2 a 6 ppm, porém pode atingir a marca de 60 ppm na paragênese do minério (Souza Neto 1999). Por outro lado, anomalias de até 100 ppm foram detectadas em amostra de solo (DOCEGEO 1996).

A mina estudada neste trabalho é considerada como abandonada, devido ao tempo de inatividade, onde, de acordo com visitas realizadas durante as etapas de campo, não são visíveis quaisquer operações de manutenção e de extração mineral desde a sua paralisação, em 1992.



Figura 4.1 – Visão geral da Mina Bonfim.



Figura 4.2 – Tonéis de cianeto dispostos no pátio da Mina Bonfim

4.2 – CARACTERÍSTICAS DOS DEPÓSITOS DE SKARNS AURÍFEROS E SCHEELITÍFEROS E O MODELO METALOGENÉTICO DO DEPÓSITO BONFIM

4.2.1 – Depósito Tipo Skarn

Por definição os *Skarns* são rochas metassomáticas de granulometria média a grossa compostas por silicatos de minerais Ca, Fe, Mg e Mn, geralmente referidos como minerais cálcio-silicatados, que se formam a partir da substituição de rochas carbonáticas, na maioria dos casos, durante o metamorfismo de contato ou regional e metassomatismo, envolvendo fluidos magmáticos, metamórficos, meteóricos ou de origem marinha (Einaudi *et al.* 1981; Meinert 1992). Segundo Einaudi *et al.* (1981), os principais *skarns*, encontrados e discutidos na literatura, são relacionados aos sistemas hidrotermais. Os *skarns* podem ser estéreis ou conter metais de valor econômico, se tornando fontes importantes de metais base ou preciosos, como, por exemplo, estanho, tungstênio, ferro e ouro. Os *skarns* são conhecidos, também, como tactito em uma denominação genuinamente mineira.

Os *skarns* são encontrados contíguos às intrusões graníticas, ao longo de falhas e em zonas de cisalhamento, em sistemas geotermiais rasos, no topo do assoalho oceânico e em baixas profundidades crustais em terrenos metamórficos profundos (Meinert 1992). O que une estes ambientes diversos, e o que define o *skarn*, é a mineralogia. Esta mineralogia inclui uma ampla variedade de minerais cálcio-silicatados e outros minerais associados, mas normalmente predominam as granadas e os piroxênios (Meinert 1992).

Os *skarns* são depósitos minerais de temperatura relativamente elevada correlacionados às atividades magmáticas-hidrotermais associadas ao magmatismo. Esses depósitos geralmente se formam a partir intrusões de granitóides em estratos sedimentares, incluindo calcários ou outras rochas ricas em minerais carbonáticos.

De uma maneira geral, os processos que levam à formação dos *skarns* incluem (Hammarstrom *et al.* 1995):

- i. Metamorfismo de contato durante o alojamento de uma intrusão granítica;
- ii. Metassomatismo progrado formado a partir do resfriamento da intrusão granítica e desenvolvimento de fluidos mineralizados;
- iii. Alteração retrógrada da assembléia mineral primitiva.

Os *skarns* mineralizados, onde a mineralização ocorre principalmente durante os estágios i e ii, podem ser subdivididos em progradados (precoce e anidros) e em retrógradados (tardio e hidratado) - (Einaudi *et al.* 1981). *Skarns* progradados, tipicamente compõe-se por granadas ferríferas e piroxênios e, originalmente, podem ter sido difundido ou restrito a pequenas porções ou veios. Eventos retrógradados podem destruir completamente a mineralogia do evento progradativo, mas comumente age apenas fracamente.

Os *skarns* são mineralogicamente zonados em relação ao contato com a intrusão granítica e a rocha encaixante e/ou canal de circulação de fluidos. Os estágios petrogenéticos tardios podem obliterar parcial ou completamente estágios precoces de formação de um *skarn*. Esses depósitos comumente estão relacionados com muitos outros tipos de depósitos magmático-hidrotermais no distrito mineral, assim a distinção entre *skarns* e outros depósitos minerais não é sempre aparente, e em muitos distritos, os *skarns* se formam em uma zona intermediária entre depósitos tipo pórfiros no centro dos distritos mineralizados e nas zonas periféricas dos veios polimetálicos e dos depósitos de substituição e disseminados.

A classificação mais adotada para os *skarns* está embasada na assembléia mineral principal. Assim temos que os *skarns* são classificados como cálcicos se o protólito for um calcário e como magnesiano se o protólito for um dolomito. Uma outra classificação dos *skarns* é de acordo com o principal metal econômico encontrado (cobre, ferro, chumbo-zinco, estanho, tungstênio, entre outros). Cada classe de depósito de *skarn* tem uma característica, embora não necessariamente única, tamanho, grau, tectonismo, rocha granitóide associada e mineralogia (Einaudi *et al.* 1981; Einaudi e Burt 1982; Meinert 1988). Não surpreendentemente, por essa razão, as várias classes dos depósitos tipo *skarns* apresentam diferentes assinaturas geoquímicas e estado de oxidação e sulfetização.

Muitos *skarns* economicamente mineralizados estão presentes como *exoskarn*, os quais são formados em rochas carbonáticas, encaixantes da intrusão mineralizante. O *endoskarn*, que é desenvolvido dentro da intrusão ou canalizado ao longo da superfície de contato, tem sua importância quando o fluido estiver direcionado para dentro da intrusão ou canalizado na superfície de contato, nesse caso se tornando mineralizado. Os *skarns* se subdividem ainda em proximal, onde estes estão confinados à intrusão

progenitora, ou distal, onde são observados ou inferidos a ocorrerem a distâncias de algumas centenas de metros ou mais da intrusão parental (Sillitoe 1993).

Sumarizando os *skarns* consistem basicamente de minerais metálicos de metais base ou preciosos em rochas cálcio-silicatadas.

Os *skarns* de ouro são geralmente *exoskarns* cálcicos que contém teores médios de minério de 1ppm de ouro e são geralmente associadas à intensa alteração retrógrada. Esse tipo de *skarn* contém significativa quantidade de inúmeros outros minerais de minério, incluindo cobre, zinco, chumbo e ferro, que podem ser aproveitados conjuntamente.

De acordo com estudos realizados por Einaudi *et al.* (1981), os principais depósitos de *skarns* são mesozóicos ou mais recentes. Os poucos exemplares paleozóicos são os *skarns* de tungstênio e os *skarns* de estanho que representam ambientes relativamente profundos de formação. Todos os tipos de *skarns* são abundantes na Era Mesozóica, porém os *skarns* de cobre e zinco, que na maioria dos casos representam ambientes rasos, são na sua maioria associados ao Terciário.

4.2.2 - Modelo Metalogenético dos *Skarns* Auríferos

Depósitos tipo *skarn* onde o ouro é o principal minério ou com elevados teores encontram-se bem distribuídos no planeta. Muitos desses depósitos podem estar associados com *skarns* ricos em ferro, cobre, chumbo-zinco, ou depósitos do tipo cobre pórfiro, tipos definidos por Einaudi *et al.* (1981), considerando que outros constituintes em separado, não são suficientes para caracterizar um depósito individualmente (Orris *et al.* 1987 *apud* Sillitoe 1993).

Os *skarns* de ouro podem ser relacionados geneticamente a intrusões não mineralizadas com textura equigranular ou porfirítica, ou associado a bolsões porfiríticos que levam mineralizações tipo cobre pórfiro ou molibdênio pórfiro.

A maioria dos *skarns* auríferos está presente em ambientes de *exoskarns*, embora os *endoskarns* também sejam ambientes propícios para depósitos de outros minérios (Torrey *et al.* 1986). Os *exoskarns* auríferos são, geralmente, cálcicos e desenvolvidos a partir de mármore ou siltitos calcíferos, porém *skarns* magnesianos podem ser desenvolvidos a partir de domínios dolomíticos (Watanabe 1943 *apud* Sillitoe 1993).

Skarns auríferos, em comum com outros tipos de *skarns*, se desenvolvem segundo um conjunto de fatores estruturais e litológicos. Na maioria dos casos, os

skarns se desenvolvem como mantos estratiformes em horizontes carbonáticos favoráveis. Falhas pré-mineralização localizadas nas intrusões progenitoras e dos locais de mineralização, agem como canalizadores para os fluidos mineralizantes (Kuyper 1988 *apud* Sillitoe 1993). Corpos menores de *skarns* tendem a se formar como envoltório ao longo do contato com a intrusão. Até mesmo nos grandes corpos de *skarns* auríferos, porém, com características locais, tais como as soleiras, diques e eixos de pequenas dobras, agem como bons controladores da mineralização.

O ouro pode ter sido precipitado tanto durante o estágio progrado, quanto no retrógrado de formação do *skarn*. *Skarns* proximais comumente mostram uma associação entre o ouro e eventos retrógrados, onde o ouro na maioria dos casos de *skarns* distais foi introduzido durante o estágio de alteração retrógrada.

No caso de *skarns* mineralizados em ouro, a assembléia prograda é composta por granada (andradita, glossulária), piroxênio (diopsídio, hedenbergita), idocrásio, wolastonita. A assembléia retrógrada é formada por epidoto, anfibólio, clorita, prenita, escapolita, minerais de boro, feldspato potássico, argilominerais e siderita. Os minerais relacionados a paragênese do minério são pirita, pirrotita, calcopirita, arsenopirita, magnetita, hematita (especularita), esfalerita, galena, bismutinita, bismuto nativo, minerais de telúrio, molibdenita e scheelita. O ouro está presente como ouro nativo ou *electrum* associado com pirrotita, calcopirita ou com a assembléia quartzo-pirita (Sillitoe 1993). Os *skarns* auríferos são ricos em sulfetos (normalmente excede 10% do volume), principalmente em pirita e/ou pirrotita e, em alguns casos, magnetita. O cobre e menos comumente o zinco ocorrem como metais base associados (Sillitoe 1993). Meinert (1988) enfatizou que uma grande maioria dos *skarns* auríferos são enriquecidos em arsenopirita, bismuto nativo, bismutinita e telúrio.

4.2.3- Modelo Metalogénico dos *Skarns* Scheelitíferos

Os *skarns* mineralizados em tungstênio são encontrados, na maioria dos continentes, associados com rochas ígneas cálcio-alcalinas, nos principais cinturões orogênicos (Einaudi *et al.* 1981). Esse tipo de *skarn* está associado com batólitos circundados por largas auréolas de metamorfismo de contato de alto grau. Estas características associadas são indicativas de ambientes profundos. As intrusões são tipicamente sem alteração com, apenas algumas zonas de endo*skarns* com piroxênio e plagioclásio mimerquitizados, próximo ao contato.

À elevada temperatura, as auréolas metamórficas, comuns nos ambientes de *skarns* de tungstênio, contém *hornfels* cálcio-silicatados (rochas produto de metamorfismo de contato), *skarns* de reação (*skarns* gerados durante metamorfismo de contato), resultantes do metamorfismo de litologias intercaladas, tais como xistos e calcários, com transferência de massas entre as camadas em uma pequena escala e, *skarnóides* (rochas formadas a partir da mistura de seqüências carbonáticas e pelíticas). Tais minerais cálcio-silicatados metamórficos refletem a composição e textura do protólito (Meinert 1992).

Einaudi *et al.* (1981) dividiram os *skarns* de tungstênio em dois grupos: tipo reduzido e tipo oxidado, baseado na composição das rochas hospedeiras (carbonáticas *versus* hematíticas), na mineralogia do *skarn* (ferro ferroso ou férrico) e profundidade relativa (temperatura do metamorfismo e envolvimento de águas subterrâneas oxigenadas). A assembléia precoce dos *skarns* de tungstênio reduzidos é dominada por piroxênios hedenbergíticos e subordinadamente granadas, com scheelita rica em molibdênio disseminada (powelita). As granadas tardias são subcálcicas (Newberry 1983 *apud* Meinert 1992) com significantes quantidades (superior a 80%) de esperssatita e almandina. Estas granadas estão associadas ao lixiviamento de scheelita disseminada precoce e redeposição como grãos grossos, freqüentemente controlada por veios, de scheelita com pouco molibdênio. Também estão associados com a introdução de sulfetos, como molibdenita, calcopirita, esfalerita e arsenopirita, e minerais hidratados como biotita, hornblenda e epidoto.

Nos *skarns* de tungstênio oxidados, a granada andradita é mais abundante que o piroxênio, a scheelita é pobre em molibdenita e as fases ferro férricas são mais comuns que as fases ferrosas. No geral, os *skarns* de tungstênio oxidados tendem a serem menores que os *skarns* de tungstênio redutores, embora os elevados teores de tungstênio em ambos sistemas tipicamente estão associados com minerais hidratados e alteração retrógrada.

4.2.4 – Modelo Metalogenético do *Skarn* Bonfim

Os *skarns* da Mina Bonfim foram, provavelmente, formados principalmente pela infiltração metassomática. Esta proposta é evidenciada pelos contatos cruzados entre o *skarn* e seu protólito. Todavia, existem também evidências do mecanismo de difusão da formação do *skarn*. Como, por exemplo, a existência de uma auréola de anfibólio

(superior a 0,5cm) circundando a zona diopsídio ou bolsões enriquecidos em diopsídio dentro dos mármores. Este metassomatismo poderia permitir a troca química entre a zona diopsídio, ou os bolsões enriquecidos, e o mármore adjacente. O acréscimo progressivo em XCO_2 em direção ao mármore, é provavelmente o principal fator que controla o aparecimento do anfibólio nesta posição (Souza Neto 1999).

Os fluidos metassomáticos são de provável origem granítica relacionado às intrusões neoproterozóicas, sendo que os mesmos interagiram com mármores e xistos. Para formar *skarns* preferencialmente dentro dessas duas litologias, ou no contato entre ambas.

No contexto evolutivo dos *skarns* de Bonfim, foram formadas zonas progradadas com diopsídio e anfibólio, nos *skarns* gerados no mármore, e diopsídio, granada e anfibólio nos *skarns* gerados no contato xisto-mármore. Nestes últimos *skarns* foi ainda formada uma zona de alteração retrógrada com zoisita-clinozoisita + sericita + feldspato alcalino. A mineralização scheelitífera foi precipitada nos estágios progradados de formação dos *skarns*, enquanto o ouro é tipicamente de caráter tardio ocorrendo em uma paragênese de coloração escura preenchendo fraturas extensionais, estando associado a bismita-zavaritiskita, bismuto nativo, bismutinita, joseíta, esfalerita e calcopirita (Souza Neto 1999).

4.3 - CONSIDERAÇÕES SOBRE O POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL DOS SKARNS E O CASO DA MINA BONFIM

Alguns fatores e parâmetros geológicos podem influenciar os impactos ambientais potenciais oferecidos pelos depósitos do tipo *skarns*, entre os quais podem ser destacados os parâmetros abaixo (Hammarstrom *et al.* 1995), para os quais se relacionam as características específicas do depósito de Bonfim extraídos de Souza Neto (1999):

- a. **Tamanho do Depósito:** O tamanho do depósito implica no volume de material disponível para ser removido e liberado para o meio ambiente. O tamanho do depósito de Bonfim é estimado em cerca de 800.000 toneladas de *skarns*, considerando-se os dois principais corpos mineralizados da área (J.A. Souza Neto, comunicação pessoal).

- b. **Terreno Geológico Circundante:** circundando os *skarns*, podem ser encontrados batólitos e intrusões graníticas, incluindo alguns pequenos corpos isolados de pegmatitos, migmatitos e rochas metapelíticas.
- c. **Rochas Hospedeiras:** A Mina Bonfim tem como rochas hospedeiras ortognaisses e granodioríticos-tonalíticos, paragnaisses e anfibolitos, intrudidos por ortognaisses tonalíticos a granodioritos, mármores (calcita, flogopita, tremolita, talco, apatita e quartzo, clorita e tremolita + rutilo subordinado olivina, serpentina e wolastonita), quartzitos (fucsita e rutilo, atribuindo uma coloração verde ao quartzito), xistos (biotita-xisto, antofilita-xisto, actinolita-xisto), rochas granitóides (granitos, granodioritos, monzogranitos, corpos pegmatíticos e diques de diabásio).
- d. **Halo de Alteração:** O contato entre o *skarn* e as rochas encaixantes é caracterizado pela presença de um halo de alteração, formando mármores e zonas de *skarns*; As assembléias de alteração são formadas por flogopita, com ilmenita associada, e wolastonita, respectivamente. Nos xistos este halo de alteração é caracterizado por uma zona de espessura centimétrica com desenvolvimento de actinolita. A ocorrência desses minerais é provavelmente devido às transformações que afetam mármores e xistos.
- e. **Natureza do Minério:** A paragênese da mineralização aurífera é eminente composta por óxidos e sulfetos, contendo principalmente a série bismita (BiO) – zavaritskita (BiOF), bismuto nativo (Bi), bismutinita (Bi₂S₃), joseíta (BiTeS₂), calcopirita (CuFeS₂) e esfalerita (ZnS). A paragênese da mineralização de tungstênio é composta essencialmente por scheelita (CaWO₄) e molibdenita (MoS).
- f. **Geoquímica dos Elementos Traços do Depósito:** Em termos de composição de elementos traços os *skarns* da Mina Bonfim possuem Au (117 ppb – 51 ppm), Ag (<0,5 – 7 ppm), As (1,4 a 33,8 ppm), Bi (18,6 – 15.000 ppm), Cu (3 – 12 ppm), Pb (<2 – 12 ppm), Zn (10 – 18 ppm), Cr (37 – 79 ppm), Ni (17 – 67 ppm), Co (15 – 26 ppm), V (42 – 81 ppm), Ba (34 – 182 ppm), Rb (21 – 160 ppm), Sr (396 – 514 ppm), Sn (<20 ppm), Te (0,7 – 509,4 ppm), W (<20 – 1201 ppm), Mo (<1 ppm), Ga (15 – 22 ppm), Li (4 – 53 ppm), Ta (13 – 17 ppm), Y (41 – 44 ppm) e Zr (251 – 273 ppm). Em

termos de química mineral dos *skarns*, a composição de elementos traços de minerais representativos está abaixo:

- **Bismutinita**: Fe (4,2%), Au (1,5%), Ag (0,3%) e Cu (0,1%);
- **Pirrotita** (xisto): Ni (1570 ppm), Pb (510 ppm), Se (90 ppm), Cu (<90 ppm), Au (<80 ppm) e As (50 ppm);
- **Calcopirita** (*skarns* e xisto): Pb (> 7405 ppm), Zn (>2450 ppm), As (> 830 ppm), Au (<380 ppm), Se (> 160ppm) e Ag (95 ppm);
- **Molibdenita**: Ta (700 ppm), W (590 ppm), Bi (440 ppm), Se (240 ppm), Th (230 ppm), Ge (165 ppm) e Zn (< 60 ppm);
- **Magnetita** (*skarns*): Cu (<140 ppm), Zn (< 90 ppm), As (<60 ppm) e Nb (< 25 ppm);
- **Ilmenita** (*skarns*): Mn (5,1%) e Nb (585 ppm);
- **Goethita** (*skarns*): Mn (<760 ppm), Cu (150 ppm), Pb (110 ppm), Ta (<55 ppm) e Y (<20 ppm).

Entre os elementos supracitados, alguns com reconhecida toxicidade, como é o caso do Cu, Ni, As, Pb, Zn e Se.

g. **Mineralogia do Minério**: Os minerais que ocorrem no minério aurífero nos *skarns* da Mina Bonfim, alguns raros, são constituídos pela série bismita-zavaritskita, bismuto nativo, bismutinita, joseíta, calcopirita, esfalerita, epidoto, prenita e clorita. O minério scheelitífero por sua vez é constituído por scheelita e molibdenita. Quantidades subordinadas de pirrotita, calcopirita, pirita e arsenopirita, ocorrem também nos *skarns*.

h. **Mineralogia da Ganga**: A mineralogia presente como ganga nos *skarns* mineralizados da Mina Bonfim está descrito abaixo:

Skarns desenvolvidos nos mármores

- Zona wolastonita ou zona mais externa: wolastonita;
- Zona anfibólio: actinolita;
- Zona piroxênio+plagioclásio: diopsídio, titanita, apatita, calcita.

Skarns desenvolvidos no xisto

- Zona anfibólio: actinolita;

- Zona piroxênio+plagioclásio: diopsídio, plagioclásio, titanita, apatita, alanita, scheelita, molibdenita, alcali-feldspato, clinozoisita/zoisita, sericita, biotita, tremolita, epidoto, prehnita, clorita, calcita, quartzo;
- Zona granada: granada.

- i. **Mineralogia Secundária:** De um modo geral a mineralogia secundária se forma a partir da alteração supergênica (oxidação), levando à formação de argilominerais, hematita e goethita (posteriormente pirita e outros minerais sulfetados), e minerais de cobre secundários (derivado da calcopirita). A mineralogia e zanação que se desenvolve durante a alteração supergênica de minerais de minério sulfetados (Cu-Pb-Zn-Ag) em rochas carbonáticas, dependem das condições locais de pH e Eh, da permeabilidade e atividades relativas das espécies carbonáticas e das propriedades das águas subterrâneas (Sangameshwar e Barnes 1983). Os minerais supergênicos associados aos minérios de prata-zinco-chumbo-cobre incluem azurita, micas, smithsonita, bem como anglesita, minerais de manganês (pirolusita), goethita e minerais sulfetados, produtos de redução bacteriológica. Os *gossans* ou chapéu de ferro, formado a partir da alteração supergênica, se desenvolvem sobre as porções ricas em sulfetos de um depósito tipo *skarn* e pode concentrar alguns metais (*gossans* ricos em óxidos de magnésio são associados com *skarns* de chumbo e zinco). A mineralogia tardia gerada na Mina Bonfim é composta por clinozoisita-zoisita, feldspato alcalino, clorita, prehnita, calcita e quartzo. Os principais elementos químicos, de toxicidade reconhecida, formados são o chumbo, enxofre e zinco.
- j. **Topografia e Fisiografia:** A mina Bonfim está localizada no vale do Riacho Bonfim ou nas suas adjacências, porém na porção mais elevada deste riacho (521m). Essa localização topográfica possibilita que todo o material seja carregado à jusante da mina, interferindo e carregando material contaminante para as drenagens e reservatórios de água localizados em cotas inferiores (200m) e que tenham influência das drenagens que cortam a mineração. A fisiografia afeta as condições de intemperismo da assembléia mineral, tornando alguns elementos disponíveis da rocha para o meio ambiente.

- k. **Hidrologia:** A Mina Bonfim é cortada por zonas de cisalhamento, falhas e fraturamentos, os quais são estruturas importantes controladoras ou canalizadoras dos fluidos hidrotermais e subsequente mineralização, da mesma forma os contatos litológicos servem como condutos para os fluidos. A presença de algumas falhas pós-mineralização também podem canalizar fluidos. Entretanto, a água fluiu continuamente por entre as falhas pós-mineralização, bem como pelas falhas antigas e fraturas, necessitando um sistema de bombeamento para secar o corpo do minério (Mining Magazine 1994). Os fluidos meteóricos ao percolarem nas falhas e fraturas remobilizam alteram e intemperizam os minerais preexistentes, concentrando-os ou lixiviando-os para outras porções do corpo, como também pode tornar disponíveis alguns elementos outrora indisponíveis (contaminação natural). As estruturas geológicas também controlam o padrão da rede de drenagem da área da Mina Bonfim, impondo um padrão treliçado e anastomosado aos canais fluviais, apresentando direções preferenciais SW-NE e E-W.
- l. **Métodos de Extração e Beneficiamento:** A Mina Bonfim adotou dois métodos para as suas duas etapas de atividade. Primeiramente, a scheelita foi extraída por meio de galerias subterrâneas e o minério foi cominuído, classificado e a scheelita foi concentrada gravimetricamente em usina de beneficiamento por meio de britadores, moinhos, peneiras, jigues e mesas vibratórias. Em seguida, após a descoberta do ouro nas pilhas de rejeito da extração da scheelita, adotou-se o método de extração por lixiviação em pilhas com solução cianetada. Estes métodos disponibilizam para o meio circundante uma quantidade considerável de efluentes e rejeitos enriquecidos em óxidos e sulfetos, ambos com elementos de conhecida toxicidade.

Uma vez de posse de todas as características de um depósito, desde a natureza do minério até os métodos adotados para a extração e beneficiamento, tem-se a idéia dos impactos ambientais possíveis ou disponíveis, entre os quais pode ser citada a geração de drenagem ácida de mina, contaminação por metais pesados e elementos tóxicos e contaminação dos corpos d'água por nitrato (proveniente da degradação do cianeto no meio ambiente), possibilitando uma discussão sobre medidas preventivas e mitigadoras durante a implantação, execução e fechamento da mina, essas que serão discutidas mais adiante e concluirão o trabalho.

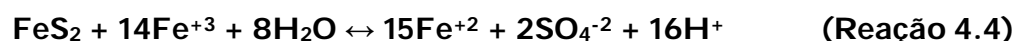
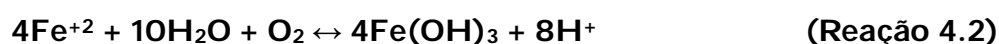
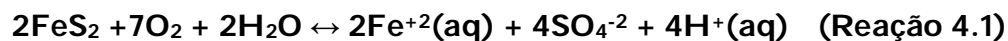
4.3.1 – Paragênese Sulfetada do Minério e a Geração de Drenagem Ácida de Mina

Uma problemática ambiental observada na Mina Bonfim está ligada à natureza da jazida, é a presença de minérios metálicos, onde estes têm os sulfetos como uma fase mineral importante da paragênese, apresentando elevado teor de metais pesados tóxicos, tais como As, Bi, Cu, Mo, Pb, Se, Te e Zn, os quais compõe os sulfetos da paragênese.

Os sulfetos podem ser facilmente oxidados sob condições superficiais, liberando seus constituintes para o meio ambiente (Salomons 1995; Plumlee 1999). Uma vez disponíveis estes elementos podem ser transportados por meio aquoso, sob a forma de solução ou de material particulado, para os reservatórios d'água e aquíferos da região, podendo contaminá-los.

A região da Mina Bonfim, devido às condições climáticas (clima árido) e a ocorrência de grandes volumes de sulfetos (principalmente a pirita - FeS_2), em uma variedade de depósitos minerais metálicos provenientes da paragênese sulfetada do minério, favorece a formação de soluções ácidas ferruginosas conhecida como "Drenagem Ácida de Mina" (Salomons 1995).

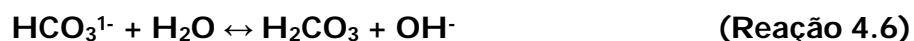
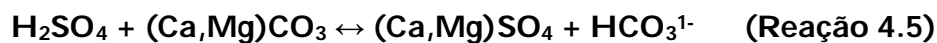
Os sulfetos, uma vez em um ambiente propício à oxidação, sofrem ataques químicos pela ação das águas, desencadeando um conjunto de reações em quatro passos que constituem a formação de drenagem ácida de mina, como as que seguem:



Os produtos dessas reações, as quais podem ser catalisadas por bactérias, são Fe^{3+} solúvel na forma de sulfato e ácido sulfúrico concentrado (Reação 4.1). Uma vez diluída, e com o aumento do pH, parte desse ferro precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Reação 4.2), doando uma coloração ferruginosa (ocre) ao meio circundante. Após essas reações, as águas se tornam ácidas (Reação 4.4), gerando assim as drenagens ácidas de minas, características das atividades de extração em jazidas metálicas (Salomons 1995). Essa

solução ácida é agressiva em relação aos demais minerais da associação do minério, liberando metais tóxicos, que os mesmos possam conter, para o meio ambiente.

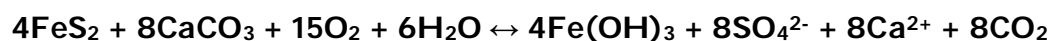
As Drenagens Ácidas de Mina podem ser neutralizadas, quando em contato com rochas carbonáticas ou quando esse contato se dá de forma artificial, ou seja, integrando material carbonático (calcário) aos mesmos. Essa neutralização é regida pelas seguintes reações (Salomons 1995):



A neutralização é devido à substituição de ácidos nocivos por sulfatos de cálcio e magnésio (Reação 4.5) e ácidos carbonáticos (Reação 4.5 e 4.6).

Os depósitos tipo *skarn*, os quais estão encaixados em rochas carbonáticas, caso da Mina Bonfim, ou portadoras de importantes zonas de alteração hidrotermal carbonática não apresentam a formação de significantes quantidades de “Drenagem Ácida de Mina” (Hammarstrom *et al.* 1995).

No entanto, existe uma reação que combina a geração de ácido e neutralização ao mesmo tempo (reação 4.7) – (Salomons 1995):



A Mina Bonfim encontra-se abandonada, com isso os materiais rejeitados ficam expostos às ações intempéricas superficiais, porém agora fragmentados, facilitando a ação dos agentes intempéricos, liberando os elementos tóxicos com mais facilidade para o meio ambiente. Os elementos são dissolvidos e lixiviados, principalmente pela ação das águas superficiais, sendo carreados para os rios, atingindo então os compartimentos ambientais (p. ex. solo, sedimento de drenagem e água). Algumas técnicas de mitigação podem ser aplicadas nesses casos, entre as quais pode-se destacar a relocação das pilhas para locais impermeabilizados e protegidos da ação dos agentes intempéricos, ou mesmo dispor essas pilhas em tanques (naturais ou artificiais) que, pela ação de bactérias redutoras, neutralizariam os ácidos.

4.3.2 – Metais Pesados e Elementos Tóxicos

Em áreas de depósitos metálicos, como o caso da Mina Bonfim, a principal razão para o estudo da geoquímica ambiental é o impacto causado pelos metais que estão concentrados e normalmente são liberados para os diferentes compartimentos ambientais. Para avaliar o impacto dessas atividades na liberação de metais para o meio ambiente faz-se necessário um estudo do comportamento desses metais nos diversos compartimentos ambientais. Para isto, deve-se saber que a principal fonte de metais na crosta terrestre é, sem dúvida, os minerais que a compõe. Algumas atividades humanas, como as atividades de extração e beneficiamento de minérios e atividades metalúrgicas, podem perturbar ou alterar o ciclo dos metais na natureza, levando a acumulação de metais pesados, potencialmente tóxicos, em ambientes onde a ausência destes predominava.

O estudo dos metais pesados, por serem muito estáveis na natureza, conseqüentemente possíveis de serem acumulados no solo, sedimentos ou em sistemas biológicos (Lagerwerff 1977), concentrou-se ultimamente na avaliação dos efeitos da acumulação nos organismos nos diferentes ecossistemas, principalmente pela adição antrópica ao meio ambiente e a transferência na cadeia alimentar (Oliveira *et al.* 1999). Assim estudos relacionados à determinação de teores de metais pesados em áreas afetadas por atividades que reconcentram os metais e lançam ao meio ambiente são extremamente necessárias, a exemplo de atividades mineiras.

É consenso na literatura o fato de que os teores desses elementos no solo e sedimento refletem os teores do material de origem (p. ex. a rocha), com exceção dos casos de intensa deposição por uma fonte antrópica. Assim sendo tais elementos podem ser um indicativo dos diferentes tipos de materiais geológicos de origem (Oliveira *et al.*1999).

O termo metal é definido, segundo Parish (1977), como um termo geral que significa um elemento que, em solução aquosa, exibe comportamento de cátion ou que apresente um óxido solúvel em ácido, assim incluíram-se alguns semimetais e não metais. Os principais metais de interesse da geoquímica ambiental, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency*), de acordo com a toxicidade, incluem alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, cádmio, cobre, chumbo, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, prata, sódio, tálio, vanádio e zinco.

Os sedimentos de fundo atuam no transporte e acumulação de contaminantes, e mesmo não estando em contato direto com os seres vivos, o estudo geoquímico dos sedimentos é utilizado para auxiliar na determinação de fontes e formas de dispersão dos contaminantes em ambientes aquáticos (Rule 1986; Murray 1996). O conhecimento sobre as fontes e forma de dispersão dos contaminantes em no meio aquoso tem sua devida importância, uma vez que a água assume uma função de extrema importância no organismo, assentando todo o metabolismo humano em reações desenvolvidas em soluções aquosas, como também, a água atua no transporte de nutrientes (glicose, lipídios, hidratos de carbono, vitaminas e sais minerais), ajudando a repor os níveis diminuídos de glicogênio muscular e hepático (fígado). A água representa ainda um papel de transporte e eliminação pela urina, dos produtos tóxicos resultantes do metabolismo energético (ex.: ácido láctico) – (Constantino 1984).

Por outro lado, a facilidade com que uma substância ou elemento (p.ex. metal pesado), presentes em rochas ou minerais, é liberado para o meio ambiente é definido como geodisponibilidade. Esse termo pode ser entendido como sendo a disponibilidade natural dos elementos químicos nas rochas, e cada uma dessas substâncias pode ser liberada para o meio ambiente por processos mecânicos, químicos ou biológicos (Smith e Huyck 1999).

Para que esses elementos ou compostos sejam incorporados pelos seres vivos faz-se necessário que os mesmos estejam biodisponíveis. Biodisponibilidade, segundo Newman e Jagoe (1994 *apud* Smith e Huyck 1999) é a facilidade com que esses elementos químicos ou compostos podem ser incorporados pelos seres vivos e refere-se à proporção de substância que estaria livre para ser absorvido por um organismo vivo. A Biodisponibilidade é uma função complexa de muitos fatores inclusive concentração total, especiação dos metais, mineralogia, pH, potencial de redox, temperatura, conteúdo orgânico total (partículas ou fração dissolvidas), e conteúdo particulado em suspensão, como também volume de água, velocidade de água, e duração de disponibilidade de água. Particularmente em ambientes áridos e semi-áridos, a biodisponibilidade está relacionada com a forma como a substância (ou metais) ocorre no meio ambiente, ou seja, depende da sua especiação (Smith e Huyck 1999).

4.3.2.1 – A Geosfera (Fonte de Metais Pesados), a hidrosfera e a Biosfera e a interação entre as mesmas.

A geosfera é a principal fonte de todos os metais encontrados, exceto aqueles que provêm do espaço em meteoritos ou poeira cósmica. Na geosfera os metais podem estar presentes nos minerais, vidros e magmas. Na hidrosfera, os metais ocorrem como íons dissolvidos, complexos, em colóides e em sólidos em suspensão, e o meio aquoso é considerado o principal agente de transporte dos metais no meio ambiente (Larocque e Rasmussen 1998).

A interação geosfera-hidrosfera é de considerável interesse ambiental, enfatizando a área da mineração, enfocando as pilhas de rejeito e a geração de Drenagem Ácida de Mina. As pilhas de rejeito são os locais onde o fluxo de metal da geosfera para a hidrosfera é melhor proporcionada pela dissolução ou precipitação de minerais e adsorção e troca de metais. Os principais fatores que regem esta interação é: o clima, o intemperismo, a mineralogia, a geologia, a geoquímica e a topografia (Larocque e Rasmussen 1998).

Os metais podem ser incorporados pela biosfera através da ingestão de sólidos (Sheppard 1998), ingestão ou absorção de líquidos, e inalação de sólidos e gases (Guthrie 1992). A existência da vida depende de uma boa parte de metais essenciais, que mostram um papel importante na saúde dos organismos (Fyfe 1996). Porém a ingestão de quantidades mais elevadas que a necessária para a saúde e a incorporação de metais tóxicos podem causar danos perigosos ao organismo (Larocque e Rasmussen 1998).

A interação geosfera-hidrosfera-biosfera, em sua maioria é mediada pelas atividades biológicas. Nesse caso, os metais não entram de fato na biosfera; todavia a presença de organismos catalisa outras reações (Larocque e Rasmussen 1998). Donahoe e Chongxuan (1998) reportaram que os processos de adsorção/desorção e mobilidade dos metais são bastante influenciados pelos sedimentos ricos em matéria orgânica e atividade biológica.

4.3.2.2 – Elementos Químicos e Toxicidade

Os elementos químicos, de acordo com a toxicidade, podem ser classificados em 3 grupos: (i) não-críticos, que não apresentam perigo significativo; (ii) tóxicos, mas muito insolúveis ou raros e (iii) tóxicos e constantes.

a) **Não-críticos:** Na; K; Mg; H; O; C; P; Fe; S; Cl; F e outros;

- b) **Tóxicos, mas muito insolúveis ou raros:** W; Au; Ba e outros;
- c) **Tóxicos e constantes:** Hg; Cu; Ag; Pb; Se; Zn; Cd; Mn; Ni; Cr; Co; V; As e outros.

Os elementos químicos em geral podem ser essenciais à saúde humana, como bem podem ser tóxicos ou letais (Huheey *et al.* 1993), a depender da dose ingerida. Assim saúde humana requer a ingestão de alguns metais na dieta diária. Na tabela 4.1 podem ser observados alguns desses metais necessários à saúde.

A toxicidade dos metais pesados depende da forma/espécie química do elemento, ou da sua especiação. Assim um dado elemento químico pode está presente no meio ambiente, mas ocorrer em uma forma química que não oferece risco à saúde humana, por ser de difícil absorção pelo organismo. Como exemplo cita-se a toxicidade do chumbo metálico, chumbo como íon Pb^{2+} , e chumbo na forma de moléculas covalentes, que diferem substancialmente entre si. Formas que mostram quase total insolubilidade passam pelo corpo humano sem provocar muitos danos. As formas mais devastadoras são aquelas que causam doenças ou morte imediata (como provocado por uma dose suficientemente alta de óxido de arsênio). Deste modo, as terapias patológicas não podem exercer seus efeitos a tempo, e aquelas formas metálicas que podem passar pela membrana que protege o cérebro ou a membrana que protege os fetos causa danos irreversíveis ou a morte.

A toxicidade de uma dada concentração de metal pesado presente em água depende do pH e da quantidade de carbono dissolvido e em suspensão e das interações, tais como complexação e adsorção.

Tabela 4.1 – Recomendação diária concedida pelos EUA (USRNAS) e as principais funções biológicas dos elementos essenciais à saúde humana. Fonte: Smith e Huyck (1999).

Elemento	Ingestão Diária ⁽²⁾	Principal Função Biológica
Cálcio(Ca)	800-1200mg	Formação dos ossos e dentes.
Cloro/cloreto (Cl)	[750 – 3600mg]	Mantém o balanço hídrico, a pressão osmótica das células.
Cromo (Cr)	50-200mg	Metabolismo da glicose.
Cobre (Cu)	1,5-3mg	Função respiratória.
Flúor/fluoreto (F) ⁽¹⁾	1,5-4mg	Prevenção de cáries.
Iodo (I)	150µg ⁽³⁾	Necessário para os hormônios da tireóide, controle da temperatura, metabolismo, reprodução e crescimento.
Ferro (Fe)	10-15mg ⁽³⁾	Necessário para a hemoglobina sanguínea, produção de energia e para o sistema imunológico.
Magnésio (Mg)	280-350mg ⁽³⁾	Saúde dos ossos e vasos sanguíneos, função muscular.
Manganês (Mn)	2-5mg	Promover o crescimento, desenvolvimento e função celular.
Molibdênio (Mo)	75-250µg	Promover o crescimento, desenvolvimento e função celular.
Fósforo (P)	800-1200mg ⁽³⁾	Essencial para a saúde dos ossos.
Potássio (K)	[2000-3500mg]	Regula o balanço dos fluídos.
Selênio (Se)	55-70mg ⁽³⁾	Previne doenças cardiovasculares e câncer.
Sódio (Na)	[500-2400mg]	Ajuda a contração muscular e mantém a pressão sanguínea.
Zinco (Zn)	12-15mg	Mantém senso de olfato e paladar, e a saúde do sistema imunológico.

(1) Embora o flúor não seja essencial à saúde, o *National Research Council - USA* (1989 *apud* Smith e Huyck 1999) considera este valor suficiente para que seja incluído nesta lista.

(2) []: os números mais baixos são calculados para adultos (*National Research Council - USA* 1989 *apud* Smith e Huyck 1999)

(3) Todos os valores são estimados para adultos maiores que 18 anos, exceto gestantes e mulheres amamentando.

A toxicidade dos metais pesados depende da forma/espécie química do elemento, ou da sua especiação. Assim um dado elemento químico pode estar presente no meio ambiente, mas ocorrer em uma forma química que não oferece risco à saúde humana, por ser de difícil absorção pelo organismo. Como exemplo cita-se a toxicidade do chumbo metálico, chumbo como íon Pb^{2+} , e chumbo na forma de moléculas covalentes, que diferem substancialmente entre si. Formas que mostram quase total insolubilidade passam pelo corpo humano sem provocar muitos danos. As formas mais devastadoras são aquelas que causam doenças ou morte imediata (como provocado por uma dose suficientemente alta de óxido de arsênio). Deste modo, as terapias patológicas não

podem exercer seus efeitos a tempo, e aquelas formas metálicas que podem passar pela membrana que protege o cérebro ou a membrana que protege os fetos causa danos irreversíveis ou a morte.

A toxicidade de uma dada concentração de metal pesado presente em água depende do pH e da quantidade de carbono dissolvido e em suspensão e das interações, tais como complexação e adsorção.

4.3.2.3 - Bioacumulação dos Metais Pesados

Bioacumulação ou biomagnificação é a capacidade de aumento da concentração ou acumulação progressiva de uma substância ao longo da cadeia alimentar. Muitos dos organismos aquáticos e terrestres bioconcentram metais. Como exemplo pode-se explicitar o caso das ostras e moluscos os quais podem conter níveis de mercúrio e cádmio mil vezes mais elevados que as águas que estes organismos habitam (Baird 1998).

As concentrações de muito dos metais que os seres humanos deparam-se nas águas de beber são usualmente mais baixas e não os causam problemas diretos. Todavia as exceções se enquadram nos metais capazes de ultrapassar as membranas biológicas dos seres humanos. As quantidades de metais que são ingeridos através da dieta alimentar são usualmente mais elevadas do que os níveis consumidos através das águas. Por outro lado, paradoxalmente, os metais pesados nos peixes que consumimos são provenientes das águas doces (Baird 1998).

4.3.2.4 - Perfis Toxicológicos para os Principais Elementos Químicos

A seguir serão enfatizados os principais metais pesados (Ag, Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Nb, Ni, Pb, S, Se, Sn, Te, Ti, V, W, Zn e Zr) de conotação ambiental, destacando-se para cada um seu comportamento e contaminação ambiental, sua toxicidade e, por vezes a sua essencialidade, quando couber.

a) Ag (Prata)

A prata é um elemento traço na crosta terrestre, apresentando teores médios de 0,05 ppm nas rochas. Elemento bastante raro. A prata apresenta estado de oxidação +1,

porém pode ser encontrado nos estados de valência +2, +3, +4 e +5. O principal mineral de prata é a argentita (Ag_2S), que ocorre normalmente associada a outros sulfetos como o de cobre ou de chumbo. Outros minerais de prata são a cerargirita (AgCl), a proustita ($3\text{Ag}_2\text{S} \cdot \text{Ag}_2\text{S}_3$), a pirargirita ($3\text{Ag}_2\text{S} \cdot \text{Sb}_2\text{S}_3$), a estefanita ($5\text{Ag}_2\text{S} \cdot \text{Sb}_2\text{S}_3$) e a prata nativa. A prata ocorre na maior parte dos minérios de chumbo e de cobre, e pontualmente associada a arsenieto de cobalto e a ouro. A maior parte da prata produzida é um produto secundário do processo de extração destes metais. No entanto algumas minas ocupam-se exclusivamente da exploração deste elemento.

A prata, como contaminante, provém de rejeitos de minas, rejeitos industriais (metalúrgicas, química e eletrônica), depósitos metálicos urbanos (aterros sanitários e ferros-velhos) e agricultura (fertilizantes) – Sharpe (1992).

A prata apresenta é suspeita a ser carcinogênico para os seres humanos e outros animais (Smith e Huyck 1999).

b) Alumínio (Al)

O alumínio é um dos metais mais abundantes na crosta terrestre, estando presente em quase todas as rochas do arcabouço geológico. O principal representante do alumínio é o minério de bauxita que contém 30 a 35% de Al_2O_3 , porém pode ser encontrado em micas, feldspato e anfibólios (Manahan 1994). O alumínio normalmente é encontrado sob a forma de valência +3 (Greenwood e Earnshaw 1989).

As principais fontes de contaminação pelo alumínio é, principalmente, os efluentes de indústrias químicas e metalúrgicas e as fontes geogênicas (Cooper e Thornton 1994).

O alumínio não é essencial para os animais ou plantas e, elevados níveis desse metal no organismo podem ser responsáveis pelo “Mal de Alzheimer”, e em formas complexadas pode ser tóxico ou carcinogênico aos mamíferos (WHO 1997; Smith e Huyck 1999).

c) Arsênio (As)

O arsênio pode ser encontrado na natureza sob o estado de valência +5, quando em jazidas metálicas, como no estado de valência +3 (Fenzl 1986). A abundância do arsênio na crosta terrestre varia entre 2 e 5 ppm (Manahan 1994).

As fontes de contaminação por arsênio na natureza têm diversas fontes, entre as quais rejeitos de minas, descargas industriais (combustíveis fósseis, metalúrgicas e químicas), agricultura (pesticidas e herbicidas), depósitos urbanos de metais (ferros-velhos) e aterros sanitários (Cooper e Thornton 1994).

O arsênio é um elemento extremamente tóxico e um contaminante perigoso para as águas. A ingestão de mais de 100 mg deste elemento é letal e o consumo de menores quantidades por um longo período de tempo proporciona o envenenamento crônico. O arsênio é um elemento carcinogênico (WHO 1993; Manahan 1994; Smith e Huyck 1999).

d) Bismuto (Bi)

O bismuto ocorre na natureza, principalmente, sob os estados de oxidação +3 e +5 (Greenwood e Earnshaw 1989). O bismuto ocorre sob a forma de sulfetos (bismutinita), óxidos (bismita) ou bismuto nativo.

As principais fontes de contaminação por bismuto provêm de efluentes industriais (químicas, metalúrgicas e eletroeletrônicas), aterros sanitários, depósitos urbanos de metais (ferros-velhos) e atividades mineiras (Greenwood e Earnshaw 1989).

A toxicidade do bismuto ocorre em determinadas condições físico-químicas, as quais permitam a formação de complexos com telúrio e iodo (Goyer 1996, Smith e Huyck 1999), porém em outras formas, como o bismutato, não é tóxico.

e) Cádmio (Cd)

O cádmio é um elemento traço na natureza e pode ser encontrado em água de superfície ou subterrânea como o íon [+2] hidratado, ou como um complexo iônico com outras substâncias inorgânicas ou orgânicas. Enquanto as formas solúveis podem migrar na água, o cádmio, em complexos insolúveis ou adsorvidos a sedimentos, é relativamente imóvel. O cádmio está presente como elemento traço em minério de zinco, por serem quimicamente semelhantes (WHO 1992; USPHS 1997). O cádmio provém das atividades mineiras, principalmente aquelas que exploram minérios metálicos e de descargas industriais (indústria de combustíveis fósseis, metalúrgica, química, eletroquímica, eletrônica, plásticos e tintas) – Manahan (1994).

O cádmio apresenta uma maior motilidade em ambientes aquáticos do que a maioria dos outros metais. É também bioacumulativo e persistente no meio ambiente (t^{1/2} de 10-30 anos) - USPHS 1997. Pode ser encontrado em água de superfície ou

subterrânea como o íon [+2] hidratado, ou como um complexo iônico com outras substâncias inorgânicas ou orgânicas. Enquanto as formas solúveis podem migrar na água, o cádmio, em complexos insolúveis ou adsorvidos a sedimentos, é relativamente imóvel (WHO 1992; USPHS 1997). Os organismos aquáticos e terrestres bioacumulam o cádmio e, esse elemento ainda é biomagnificado na cadeia alimentar (USPHS 1997).

O cádmio não tem função bioquímica ou nutricional, e é altamente tóxico para plantas e animais (WHO 1992). O cádmio é tóxico nas vias orais e respiratórias. Em humanos e animais, há fortes evidências de que o rim é o principal alvo da toxicidade do cádmio, após exposição por tempo prolongado (WHO 1992; USPHS 1997). O cádmio, e certos compostos de cádmio são, portanto, listados pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) como carcinogênicos (IARC 1998). Além desses efeitos tóxicos, tem sido sugerido também um papel para o cádmio no desenvolvimento de hipertensão (alta pressão sangüínea) e doenças do coração (USPHS 1997).

f) Cobalto (Co)

Elemento químico com propriedades químicas semelhantes ao ferro. Os principais minerais que contêm enxofre são: esmaltina (CoAs_2) e cobaltina (CoAsS). O cobalto é utilizado como farejador para a prospecção de outros metais tais como cobre, níquel e chumbo e esse elemento pode ser encontrado nos estados de oxidação +2, +3, +4 e +5 (Greenwood e Earnshaw 1989). A contaminação por cobalto na natureza se dá por rejeitos de minas de cobre, níquel ou chumbo, por efluentes da indústria metalúrgica, química e de vidrarias (Cooper e Thornton 1994). O cobalto ainda é utilizado em fertilizantes e na fabricação de ligas metálicas.

No metabolismo humano o cobalto é um elemento essencial, fazendo parte do complexo da vitamina B_{12} prevenindo doenças (por exemplo, a anemia perniciosa), o cobalto ainda é necessário para a fixação do nitrogênio, porém elevadas quantidades deste metal no organismo pode ser tóxico, chegando a ser carcinogênico (Harrison e Mota 1996; Smith e Huyck 1999).

g) Cromo (Cr)

O cromo está presente na natureza nos estados de oxidação trivalente [III] e hexavalente [VI]. As reações de redox (oxidação do cromo [III] para cromo [VI] e redução do cromo [VI] para cromo [III]) são processos importantes que afetam a especificidade e, conseqüentemente, a biodisponibilidade e toxicidade do cromo nos solos. A oxidação pode ocorrer na presença de óxidos de manganês e ferro, em solos

frescos e úmidos (aeróbicos), e sob condições levemente ácidas. A redução pode ocorrer na presença de sulfeto e ferro [II] (condições anaeróbicas), e é acelerada pela presença de matéria orgânica no solo (Mukherjee 1998).

O cromo [III] é considerado um metal traço, necessário para o metabolismo de glicose, proteínas e gordura em mamíferos. Os sinais de deficiência em humanos incluem perda de peso e tolerância diminuída à glicose (USPHS 1997). No entanto, embora seja um nutriente alimentar essencial, doses muito altas podem ser prejudiciais. Estima-se, para humanos, que uma ingestão diária de 50-200µg/dia seja segura e adequada (USPHS 1997).

O cromo [VI] é não-essencial e tóxico. Os compostos são corrosivos e reações alérgicas na pele ocorrem logo após o contato, independente da dose. Exposições breves a níveis elevados podem resultar na ulceração da pele exposta, em perfurações no trato respiratório e na irritação do trato gastrointestinal e renal. (USPHS 1998; Kimbrough *et al.* 1999). O cromo VI também é carcinogênico.

As principais fontes de contaminação por cromo podem ser originárias do descarte indevido de efluentes provenientes de descargas industriais (combustíveis fósseis metalúrgica, química) e de atividades mineiras que apresentem minerais que contenham cromo na sua paragenese mineral (Cooper e Thornton 1994; Manahan 1994).

h) Cobre (Cu)

O cobre pode existir em águas naturais em forma dissolvida ou como o íon cúprico (+2) ou complexada com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos (como carbonatos, cloretos, ácidos húmicos ou fúlvicos). Pode também estar presente como precipitado insolúvel (ex. hidróxido, fosfato ou sulfeto) ou adsorvido à material particulado. Além disso, pode ser adsorvido a sedimentos de fundo ou existir como particulados sedimentados. (USPHS 1997).

Em solos, o cobre tem uma alta afinidade para a sorção (adsorção e absorção) por ligantes orgânicos e inorgânicos (ex. ácidos húmicos e fúlvicos, hidróxidos de ferro, alumínio e manganês). No entanto, o cobre pode também existir como íons e complexos solúveis. Em uma forma solúvel, o cobre é muito mais biodisponível, e é muito mais provável que ele migre pelo meio ambiente, do que se estiver ligado à matéria orgânica ou presente como precipitado insolúvel. (Mance e Yates 1984; Alloway 1990; USPHS 1997).

A contaminação do meio ambiente por cobre tem como principal fonte os rejeitos industriais (metalúrgica, química, vidro, inseticidas, combustíveis fósseis), por rejeitos de minas (minerais metálicos) e escoamento superficial em meio urbano (Cooper e Thornton 1994).

O cobre é um nutriente essencial que é incorporado em uma série de sistemas de enzimas de animais e de plantas; por exemplo, em humanos, os sistemas enzimáticos envolvidos na formação da hemoglobina, no metabolismo do carboidrato, na formação da melanina, e na ligação cruzada entre colágenos, elastina e queratina do cabelo (USPHS 1997). A deficiência humana é caracterizada pela anemia, resultante da síntese deficiente de hemoglobina (Goyer 1996). Portanto, embora o cobre seja essencial para a boa saúde, uma dose única muito grande, ou a exposição crônica elevada pode ser prejudicial (USPHS 1997).

i) Ferro (Fe)

O ferro é um metal de abundância relativamente comum, tanto por origem natural, quanto por origem antropogênica. Pode estar presente em baixos teores (0,3mg/L) nas águas, porém quando em quantidades mais elevadas pode agregar sabores e odores adversos (Sawyer *et al.* 1994). O ferro ocorre sob diversas formas químicas, nos estados de oxidação +2 e +3 (Greenwood e Earnshaw 1989). O ferro pode ser encontrado naturalmente formando minerais (olivinas, biotitas, óxidos e hidróxidos) e as fontes artificiais de ferro são, principalmente as atividades mineiras de minerais metálicos, efluentes industriais e ferros-velhos.

O ferro é um dos elementos essenciais para o ser humano, ajudando na formação da hemoglobina e no transporte do oxigênio para o sangue. A carência deste metal provoca anemia e o excesso aumenta a incidência de problemas cardíacos e diabetes (Greenwood e Earnshaw 1989; Sharpe 1992).

j) Manganês (Mn)

O manganês, por assemelhar-se quimicamente ao ferro, apresenta distribuição geoquímica semelhante, porém é menos abundante (<0,2 mg/L em águas doces). O manganês ocorre principalmente sob a forma de oxidação +2, como também pode ocorrer sob a forma +3 (Greenwood e Earnshaw 1989).

As principais fontes de manganês para o meio ambiente são as descargas industriais (metalúrgicas, químicas e eletrônicas), rejeitos de atividades mineiras (aquelas que apresentem minerais ricos em manganês na paragénese ou ganga, entre s

quais pode ser citado a pirolusita - MnO_2 , a hausmannita - Mn_3O_4 , braunita - $3Mn_3O_3 \cdot MnSiO_3$, a rodocrosita - $MnCO_3$, manganita - $MnO \cdot OH$ ou $Mn_2O_3 \cdot H_2O$, fertilizantes e alguns desinfetantes (Cooper e Thornton 1994).

O manganês é um metal traço essencial, embora a exposição humana e animal a níveis elevados possam causar problemas graves. Trabalhadores com exposição crônica a níveis elevados de manganês no ar sofreram distúrbios mentais e emocionais, além de apresentarem movimentos do corpo mais lentos e descoordenados. Essa combinação de sintomas é uma doença chamada manganismo (ATSDR 1997).

k) Molibdênio (Mo)

O molibdênio encontra-se na natureza em seis estados de oxidação diferentes, 0, +2, +3, +4, +5 e +6. É encontrado na natureza associado ao chumbo ou enxofre, principalmente nas formas minerais wulfenita ($PbMoO_4$) e molibdenita (MoS) – Sharpe (1992).

As fontes de contaminação da natureza por molibdênio são, principalmente os rejeitos de minas (aquelas que apresentem minerais sulfetados na paragénese), as descargas industriais (metalúrgicas, químicas e eletroeletrônica), alguns fertilizantes e depósitos urbanos de metais (ferros-velhos) (Cooper e Thornton 1994).

O molibdênio é essencial ao organismo humano e vegetais apenas como quantidade de elemento traço, por participar na fixação do nitrogênio atmosférico. As altas concentrações podem causar problemas renais, adrenais, acumular-se no fígado, rins e ossos (WHO 1993; Harison e Mota 1996; Paganini 1997).

l) Nióbio (Nb)

O nióbio é freqüentemente encontrado na natureza no estado de oxidação +5 e está geoquimicamente associado ao tântalo, e ocorre formando a columbita-tantalita $[(Fe, Mn)(Nb, Ta)_2O_6]$ – Greenwood e Earnshaw (1989); Sharpe (1992).

As principais fontes de contaminação por nióbio são as atividades mineiras, onde o nióbio esteja associado, bem como os efluentes das indústrias metalúrgicas, onde o nióbio é utilizado na produção de ligas metálicas especiais (Greenwood e Earnshaw 1989; Sharpe 1992).

Pouco se sabe sobre a essencialidade e toxicidade deste metal (Greenwood e Earnshaw 1989; Sharpe 1992).

m) Níquel (Ni)

O níquel ocorre na natureza, preferencialmente, sob dois estados de oxidação +2 e +4. O níquel é encontrado em minérios sulfetados (pentlandita, pirrotita e calcopirita) e arseniato (Sharpe 1992).

A contaminação por níquel é proporcionada principalmente pelas atividades mineiras (aquelas que apresentem minerais que contenham níquel na sua paragénese), atividades industriais (alimentícia, metalúrgica), queima de combustíveis fósseis e aterros sanitários urbanos (Cooper e Thornton 1994).

O níquel é comprovadamente carcinogênico quando inalado (Goyer 1996; WHO 1998; Smith e Huyck 1999) e quando ingerido é irritante a pele e pode afetar os rins e o fígado (CETESB 2001).

n) Chumbo (Pb)

Dois estados de oxidação do chumbo, o +2 e o +4 são estáveis, mas a química ambiental é dominada pelo íon Pb^{+2} , seus compostos e complexos. Em geral, o íon +2 livre é mais tóxico do que complexos inorgânicos, e, portanto qualquer fator que aumente a complexação e diminua a concentração do íon livre pode afetar a toxicidade do chumbo negativamente (Goyer 1993; Manahan 1994). O chumbo está presente na natureza, principalmente, na forma de sulfetos e óxidos.

As principais fontes de contaminação por chumbo são a queima de combustíveis fósseis que contenham chumbo como aditivo e efluentes industriais (metalúrgicas, química, vidros, inseticidas e eletroeletrônica), rejeito de minas (atividades de extração de minérios metálicos ou que contenham chumbo na sua paragénese ou ganga), efluentes urbanos e aterros sanitários (Cooper e Thornton 1994; Manahan 1994).

Quando o chumbo é lançado no meio ambiente, ele tem um longo tempo de residência comparado à maioria dos outros poluentes. Como resultado, ele tende a se acumular em solos e sedimentos, onde, devido à baixa solubilidade, pode permanecer acessível à cadeia alimentar e ao metabolismo humano por muito tempo (Alloway 1990; Sauve *et al.* 1997; USPHS 1997).

O chumbo é um dos metais tóxicos mais presentes entre os existentes. Ele não tem função nutricional, bioquímica ou fisiológica conhecida, sendo tóxico para a maioria dos organismos vivos. A principal preocupação no momento é em que dose o chumbo pode se tornar tóxico (Goyer 1996). Os efeitos tóxicos do chumbo são os mesmos, independente de se ele é ingerido ou inalado, e os níveis no sangue a partir de

<10-100 µg/dl em crianças, e 10-100 µg/dl em adultos, foram associados a uma série de efeitos adversos. Esses efeitos incluem distúrbios no sistema nervoso, anemia e síntese de hemoglobina diminuída, doença cardiovascular, além de distúrbios no metabolismo ósseo, na função renal e na reprodução. O efeito de uma exposição relativamente baixa no desenvolvimento cognitivo e comportamental em crianças é extremamente preocupante (Goyer 1993; Bernard *et al.* 1995; USPHS 1997; Pirkle *et al.* 1998).

Atualmente, existe uma recomendação de que talvez não haja níveis aceitáveis de chumbo no sangue que não produzam efeitos tóxicos, especialmente no sistema nervoso central em desenvolvimento (Goyer 1993; USPHS 1997).

o) Enxofre (S)

O enxofre apresenta três principais estados de valência -2 (sulfeto), 0 (enxofre elementar) e +6 (sulfato). A maioria do enxofre presente nos solos está sob a forma orgânica, enquanto que as formas inorgânicas estão sob a forma de sulfetos, sulfatos e o enxofre elementar, porém ainda apresenta uma série de compostos elementares.

p) Selênio (Se)

O Selênio exhibe cinco estados de valência -2, 0, +2, +4 e +6. O selênio é transferido para o meio ambiente pela atividade de refino do cobre e chumbo, como subproduto da manufatura de ácido sulfúrico. A obtenção de selênio a partir de minerais de selênio é bastante raro.

O selênio é um elemento traço essencial para a saúde humana e animal. O selênio é um dos micronutrientes mais importantes para o bom funcionamento cerebral e, se ingerido nas doses adequadas, evita a propagação e diminui a incidência de câncer, previne cardiomiopatias, melhora o sistema imunológico, ajuda a equilibrar o hormônio ativo da tireóide, reduz a toxicidade de metais pesados e age como antioxidante, combatendo os radicais livres, hoje considerados verdadeiros "agentes" do envelhecimento. No entanto o consumo exagerado pode causar a selenose, uma doença relacionada à toxicidade do selênio, portanto a ingestão de elevadas quantidades pode ser letal (WHO 1993; WHO 1998).

q) Estanho (Sn)

O estanho pode ser encontrado na natureza sob os seguintes estados de valências +2 e +4 e o mineral seu representante principal é a cassiterita (SnO₂) – Greenwood e Earnshaw (1989).

A contaminação ambiental por esse elemento tem como principais fontes os rejeitos e efluentes das indústrias metalúrgicas, extração da cassiterita, depósitos urbanos de metais (ferros-velhos) e aterros sanitários (Greenwood e Earnshaw 1989).

O estanho é um elemento com potencial tóxico elevado para os seres humanos, é facilmente absorvido pela pele, podendo causar irritações cutâneas, quando ingeridos, os compostos organometálicos desse elemento unem-se às proteínas, provocando disfunções nas células. Na sua forma orgânica é carcinogênico (Manahan 1994; Smith e Huyck 1999).

r) Telúrio (Te)

O telúrio encontra-se, principalmente, nos estados de valência -2 , $+4$ e $+6$. Este elemento é um semimetal (Greenwood e Earnshaw 1989).

As contaminações por telúrio provêm de rejeitos de minas, indústrias metalúrgicas e químicas e dos processos de refinamento do cobre (Greenwood e Earnshaw 1989).

O telúrio é um elemento potencialmente tóxico para os mamíferos por ser embriocida e teratogênico (Goyer 1996; Smith e Huyck 1999).

s) Titânio (Ti)

Apresenta-se na natureza com valência variando de 0 a $+4$ (Greenwood e Earnshaw 1989) e as principais fontes de titânio são a ilmenita (FeTiO_3) e o rutilo (TiO_2).

Os principais meios de contaminação por titânio são os rejeitos de indústrias químicas e metalúrgicas, rejeitos de atividades mineiras e aterros sanitários.

O titânio apresenta potencial tóxico e é suspeito de ser carcinogênico (Goyer 1996; Smith e Huyck 1999).

t) Vanádio (V)

O vanádio ocorre, principalmente, nos estados de oxidação $+3$, $+4$ e $+5$ e ocorre em minerais raros (vanadinita – $\text{Pb}_5\text{V}_3\text{O}_{12}\text{Cl}$ e carnotita – $\text{KUO}_2\text{VO}_4\text{H}_2\text{O}$).

A contaminação por vanádio se dá por rejeitos de minas, descargas industriais (metalúrgicas, químicas, têxtil) e escoamento urbano (Cooper e Thornton 1994).

Em relação à toxicidade alguns autores atribuem uma toxicidade alta ao vanádio (Goyer 1996; Smith e Huyck 1999) e outros explicam que o vanádio tem um papel benéfico na prevenção de doenças cardíacas no homem (Harrison e Mota 1996).

u) Tungstênio (W)

Os estados de valência do tungstênio variam entre 0 a +6 e as principais fontes minerais são a wolframita [(Fe,Mn)WO₄] e a scheelita [CaWO₄] – Greenwood e Earnshaw (1989); Sharpe (1992).

O tungstênio aparece como contaminante na natureza devido aos rejeitos industriais (eletrônicas e tintas), rejeitos de minas, depósitos de metais urbanos (ferros-velhos) e aterros sanitários (Cooper e Thornton 1994).

Em relação à toxicidade ainda não foi observado nenhum indicativo de que o tungstênio cause alguma alteração no metabolismo humano.

v) Zinco (Zn)

O zinco ocorre no meio ambiente principalmente no estado de oxidação + 2, seja como íon de zinco livre (hidratado), ou como complexos e compostos dissolvidos e insolúveis (USPHS 1997).

A contaminação por zinco se dá principalmente por rejeitos de minas, fertilizantes, descargas industriais, depósitos urbanos de metais (ferros-velhos) e aterros sanitários (Cooper e Thornton 1994).

O zinco é um metal essencial para a nutrição, tendo papéis enzimáticos, estruturais e regulatórios em muitos sistemas biológicos (Aggett e Comerford 1995; Goyer 1996). A deficiência em humanos pode resultar em conseqüências sérias para a saúde incluindo crescimento retardado, anorexia, dermatite, depressão e sintomas neuropsiquiátricos (Aggett e Comerford 1995). No extremo oposto, a exposição excessiva pela alimentação, tanto em humanos quanto em animais, pode causar distúrbio gastrointestinal e diarreia, dano pancreático e anemia (Goyer 1996; USPHS 1997).

O zinco é um elemento essencial, presente nos tecidos de animais e plantas mesmo em concentrações normais, ambientes. No entanto, se plantas e animais são expostos a concentrações elevadas de zinco biodisponível, a bioacumulação pode ocorrer, com possíveis efeitos tóxicos, como os mencionados acima (USPHS 1997).

w) Zircônio (Zr)

O zircônio é encontrado na natureza sob a valência +4 e a principal fonte de zircônio é zircão ($ZrSiO_4$) (Greenwood e Earnshaw 1989).

As principais fontes de contaminação deste elemento são os efluentes industriais (químicas, metalúrgicas e cerâmicas) e as atividades de extração mineral.

O zircônio é suspeito de ser carcinogênico aos mamíferos (Smith e Huyck 1999).

4.3.3 – Lixiviação por Solução Cianetada

Um outro problema ambiental observado na Mina Bonfim é o uso de substâncias tóxicas na extração do ouro disseminado nas pilhas de rejeito, resultantes da extração de scheelita. No caso o método de lixiviação por cianeto.

4.3.3.1 – O Cianeto e Suas Formas de Ocorrências no Meio Ambiente

Cianeto é um termo genérico que se refere a todos os compostos que contenham o radical cianeto CN^- (ligação tripla entre o carbono e o nitrogênio). O cianeto pode ser subdividido em diversas classes. As mais comuns que ocorrem nos solos e nas águas subterrâneas são as seguintes (Shefchek *et al.* 1995 *apud* Kjeldsen 1999):

- **Cianeto Hidrogenado** (HCN), também chamado de cianogênio ou ácido cianídrico;
- **Cianetos Simples** ou **sais inorgânicos**, como por exemplo, o cianeto de sódio (NaCN) ou cianeto de potássio (KCN), ambos utilizados na lixiviação do ouro;
- **Cianetos Ferro-complexados**: ferrocianeto $[Fe(II)(CN)_6^{-3}]$, também chamado de hexacianoferrato (II) e ferricianeto $[Fe(III)(CN)_6^{-4}]$, também chamado de hexacianoferrato (III).

Um grupo adicional é o chamado nitrilas, material orgânico com compostos R-CN, onde o R refere-se ao radical orgânico. Inúmeros pesticidas contêm compostos cianetados, como também as nitrilas ocorrem naturalmente a partir de plantas e microorganismos, assim estando inserido neste grupo de origem orgânica (Fuller 1984)

4.3.3.2 – Fontes de Contaminação por Cianeto

As fontes mais comuns de contaminação por cianeto são os processos de produção de gás a partir do carvão, onde produz um gás bruto contendo ácido sulfídrico

(H₂S) e ácido cianídrico (geralmente 500 a 1000 ppm/vol) – Theis *et al.* (1994 *apud* Kjeldsen 1999).

Uma outra fonte de contaminação está associada à galvanização, ou seja, operação que consiste em recobrir uma peça metálica com uma camada de zinco ou outro metal que a torne mais resistente à corrosão. O cianeto é utilizado tanto no banho para remover a gordura do material a ser galvanizado por meio químico como no banho de galvanização. No banho para a remoção da gordura contém cianeto de sódio ou potássio e hidróxido de sódio (Staritsky *et al.* 1992 *apud* Kjeldsen 1999).

O ferrocianeto de potássio [K₄Fe(II)(CN)₆] e o ferrocianeto de sódio [Na₄Fe(II)(CN)₆] em concentrações máximas de 200mg/Kg tem sido usados como aditivos anti-derrapante nos sais que são aplicados em estradas (Ohno 1990 *apud* Kjeldsen 1999).

E por fim, porém mais diretamente relacionado ao tema deste trabalho, é o cianeto proveniente das atividades mineiras. Em algumas minerações que contêm pilhas ou tanques de rejeito contendo ouro são fontes de contaminação de cianeto, uma vez que cianetos simples (NaCN ou KCN) são utilizados na extração química do ouro de minérios que apresentem baixos teores de ouro, esse método é chamado de lixiviação em pilha (Gliese 1997). O método será descrito em detalhe no tópico abaixo.

4.3.3.3 – Aspectos Gerais do Processo de Lixiviação com Solução Cianetada

A solubilidade do ouro em soluções cianetadas é conhecida desde 1783, mas investigações em relação à dissolução do ouro em soluções aeradas de cianeto e a influência do oxigênio no mecanismo da reação tornou-se alvo de estudos científicos a partir do final do século XIX, como foi explicado na introdução deste capítulo (Marsden e House 1992). Em 1848, foi proposta uma expressão para a reação de dissolução do ouro pelo íon cianeto, formando um íon complexo conhecido como auricianeto. Esta expressão ficou conhecida na bibliografia específica como equação de Elsner (Marsden e House 1992):



(Equação 4.8 - Equação de Elsner)

Na Mina Bonfim o processo adotado foi Lixiviação em Pilhas (Gliese 1997), onde a solução de cianeto é precipitada sobre pilhas de minério britado e o contato se faz durante a percolação da solução através da pilha (Fig. 4.3). Dois outros processos são conhecidos (Gliese 1997): Lixiviação em Piscinas (o minério após britagem é submerso em solução cianetada) e Lixiviação em Polpa (uma polpa formada pelo minério após moagem e a solução de cianeto são agitadas em tanques).

O processo emprega uma solução diluída de cianeto de potássio ou de sódio (KCN ou NaCN – segundo Kesler 1994) para dissolver o ouro, formando complexos estáveis com cianeto. A formação desse complexo em uma solução diluída de sais de cianeto é a base de todo o processo. O processo de lixiviação é simples, reconhecidamente eficiente e amplamente empregado no mundo e encontra-se em desenvolvimento e aperfeiçoamento das técnicas e de métodos a serem adotados para se minimizar os impactos ambientais.

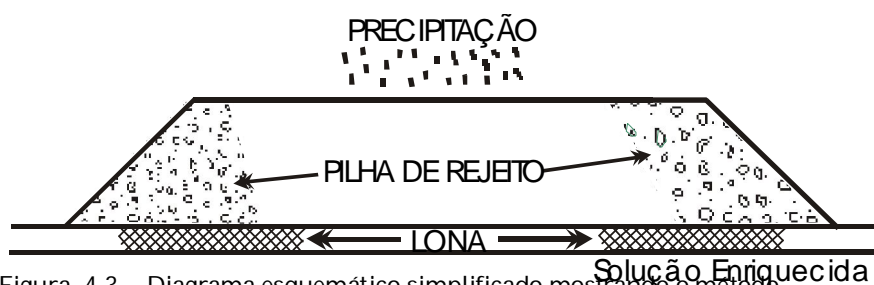


Figura. 4.3 – Diagrama esquemático simplificado mostrando o método de lixiviação por solução cianetada.

Como demonstra a equação de Elsner, o oxigênio influencia diretamente na cinética da reação de dissolução do ouro. A adição de agentes oxidantes fortes, como peróxido de hidrogênio, tem como inconveniente o alto custo destes reagentes, além de aumentar muito o consumo de cianeto e, no caso do peróxido de hidrogênio, tender a acidificar o meio, exigindo correção de pH. A oxidação sob pressão, em autoclaves, constitui uma alternativa promissora, sobretudo para minérios que sejam refratários (Kautzmann 1996).

A reação é conduzida sob cuidados extremos com o pH. A condição de pH teórica ideal para a cinética da reação de dissolução do ouro por cianeto se situa em torno de 9 a 11, para que não ocorra a liberação de ácido cianídrico da solução, um gás letal (Kesler 1994). Cabe ressaltar que isto também pode variar bastante, em função de

características específicas do minério ou do processo industrial em questão. O pH é controlado normalmente pela adição de cal.

4.3.3.4 – Aspectos Geoambientais do Cianeto e o Caso da Mina Bonfim

O cianeto é potencialmente tóxico a qualquer tipo de vida, e pode estar presente no ambiente sob várias formas. Na água, o cianeto é encontrado na sua forma molecular, como ácido cianídrico (HCN) ou na sua forma livre, como íon cianeto (CN⁻). O íon cianeto pode ser convertido em ácido cianídrico após acidificação sob pH 4,0. Em condições alcalinas, o cianeto livre é ionizado e forma complexos metálicos estáveis. A toxicidade dos vários compostos de cianeto depende de sua forma química e de sua constante de estabilidade. Assim, quanto menos estável é o composto, maior o seu grau de toxicidade (Linardi 1998).

O cianeto, por ser um componente altamente tóxico, deve ser manipulado e descartado para o meio ambiente com extremo cuidado. O descarte indevido de efluentes contendo cianeto no meio ambiente pode gerar impacto ambiental de âmbito catastrófico, provocando alteração ou deterioração da qualidade da água dos corpos receptores desses efluentes, rede de drenagens, açudes e lagos, afetando a biota. Tem sido verificado ainda que a toxicidade desses efluentes e seu potencial de impacto ambiental dificilmente podem ser previstos através de análises (Bassol *et al.* 1990 *apud* Granato 1995) já que essas não revelam os efeitos sinérgicos possíveis; além disso, deve-se considerar a dificuldade e os custos dispensados para uma análise química completa da solução. Alguns testes de toxicidade podem ser aplicados a fim de uma avaliação rápida e prática, visando determinar os efeitos prejudiciais à vida aquática causados pela emissão de agentes tóxicos, sem a preocupação fundamental de identificá-los (Trindade 1994).

A legislação brasileira determina que a concentração máxima de cianeto para descarte é de 0,2 mg/L (CONAMA 1986). Para evitar impacto sobre o ecossistema aquático, os efluentes contendo rejeitos industriais com altas concentrações de cianetos devem ser descontaminados antes de serem lançados no ambiente.

Existem vários métodos naturais, químicos e biológicos para a retirada do cianeto dos efluentes. A grande maioria das mineradoras de ouro utiliza a degradação natural como forma única de tratamento, que consiste em confinar o efluente, por determinado período de tempo, em barragens. O tratamento é denominado natural, pois não são

utilizados quaisquer meios externos para acelerar, promover ou complementar aqueles processos que ocorrem espontaneamente, por efeito do clima ou condições intrínsecas do efluente. Na realidade, a degradação natural dos cianetos consiste no resultado da interação de um conjunto de reações que incluem:

- (i) volatilização do HCN;
- (ii) dissociação de cianetos complexados;
- (iii) hidrólise do CN livre e complexado;
- (iv) fotodecomposição (ultravioleta);
- (v) oxidação química e bacteriana e
- (vi) precipitação de complexos cianetados insolúveis.

Por outro lado, as reações principais desse processo de degradação natural são a volatilização do HCN e a dissociação dos cianetos complexados. A degradação natural em barragens pode ser utilizada como um pré-tratamento, visando à diminuição do consumo de reagentes químicos na etapa posterior, onde um processo químico ou biológico permitirá alcançar a qualidade desejada para o descarte, ou no caso de efluentes mais simples, onde a presença de metalocomplexos é pequena (Linardi 1998).

A degradação química consiste na utilização de métodos químicos para a destruição de cianetos; em geral, processos de oxidação. Os processos que constituem alternativas para o uso industrial são: cloração alcalina, processo INCO ($\text{SO}_2 + \text{Ar}$), processo DEGUSSA (H_2O_2) e ozonização.

A degradação biológica de cianetos consiste na utilização de organismos vivos como bactérias, fungos e algas que possuem sistemas enzimáticos e vias metabólicas específicas capazes de metabolizar ou transformar estes íons tóxicos em produtos menos agressivos ao meio ambiente. A degradação de cianetos por bactérias mais bem descrita na literatura até o momento refere-se à linhagem de *Pseudomonas fluorescens* isolada por dois pesquisadores (Harris e Knowles) em 1983 (Linardi 1998). Esta bactéria utiliza o cianeto como fonte de carbono e nitrogênio através das seguintes vias: em pequenas concentrações de cianeto de potássio (KCN) há produção de amônia e CO_2 - reação oxigênio dependente - e, em concentrações maiores, o KCN é convertido em amônia e formato ou formamida (Fig. 4.4).

Para a Mina Bonfim não foram obtidos dados sobre possíveis tratamentos desses efluentes, se é que houve algum, porém devido ao clima seco da região, induz-se que o

processo atuante é a degradação natural, onde os efluentes podem ter sido dispostos por tempo determinado, em barragens. Cabe salientar, no entanto que tal procedimento não produz efluente apto para descarte, apresentando restrições quanto à eliminação de complexos de cianeto com metais pesados (Granato 1995).

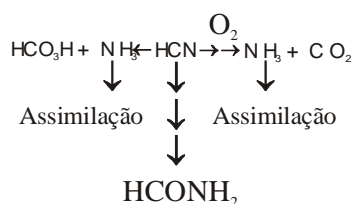


Figura 4.4 – Vias metabólicas de conversão de cianeto por *Pseudomonas fluorescens* (Linardi 1998).

4.3.3.5 - Toxicidade do Cianeto

Os efeitos gerados pelo descarte indevido dos efluentes provenientes da lixiviação por solução cianetada não se restringem apenas ao efeito letal ou agudo. Os efeitos crônicos de exposição podem incluir problemas de reprodução, crescimento, mudanças fisiológicas etc. Os testes de toxicidade crônica existem, porém são pouco realizados face ao maior tempo exigido para sua realização e aos elevados custos a eles relacionados (Trindade 1994). Na Tabela 4.2, podem ser verificados as concentrações de algumas substâncias, incluindo o cianeto, que causam efeitos tóxicos agudos a organismos aquáticos e a mesma permite a comparação com alguns padrões de emissão nacionais (FEEMA 1985 *apud* Granato 1995).

O cianeto, tanto sob a forma do íon CN^- , quanto sob a forma do ácido cianídrico (HCN) são tóxicos para todos os seres vivos do reino animal, bloqueando o transporte de oxigênio no metabolismo (Granato 1995).

O cianeto é absorvido prontamente pela pele, por inalação ou ingestão, e carregado no plasma sanguíneo, afetando diversos constituintes essenciais aos processos vitais, entre os quais podemos citar a enzima citocromooxidase responsável pela respiração celular.

O ácido cianídrico apresenta-se como o mais tóxico, pois é bastante instável e altamente volátil. Ele se liga fortemente ao ferro, cobre ou enxofre, elementos-chave de muitas enzimas e proteínas. No sistema citocromo oxidase, o cianeto compete com o oxigênio durante a sua absorção nos tecidos vivos. A inalação de altas concentrações de

ácido cianídrico leva à asfixia, paralisia, inconsciência, convulsão e morte por falência respiratória. A dose mínima letal (LD_{50} – *Lethal Dose for 50% Individual* – Dose letal para abater 50% de indivíduos de uma comunidade) para o ser humano adulto é de 150 mg de cianeto de sódio. O índice TLV (*Threshold Limit Value* – Valor Limite Limiar) para o cianeto solúvel é de 5 mg/m³; e de 10 mg/m³, para o gás cianídrico (Bretherick 1981). Este índice estabelece o limite em que trabalhadores podem permanecer expostos diariamente, em turnos de 8 horas, sem que efeitos adversos sobrevenham (tonturas, vômitos, desmaios, etc.). Indiferente à forma de absorção do íon cianeto (CN⁻) pelo organismo, a intoxicação é sempre muito danosa. Substâncias com pequenas quantidades de compostos de cianeto na ordem de 18mg de CN⁻/dia são normalmente toleradas pelo organismo humano, que as transforma rapidamente em íon tiocianato no fígado e as elimina pela urina. A presença de cianeto na água tem efeito significativo sobre a atividade biológica dos ecossistemas. O cianeto livre, em uma concentração menor que 0,1 mg/L pode ser tóxico para algumas espécies aquáticas mais sensíveis.

O manuseio de substâncias cianetadas deve ser cauteloso, cercado de cuidados específicos, equipamentos de segurança (luvas, máscara etc.). Os efeitos do cianeto no organismo não são cumulativos, porém devido ao alto grau de toxicidade quando absorvido pelos seres vivos, é letal (Granato 1995).

Os sintomas apresentados pela absorção de cianeto são, geralmente fraqueza geral, dificuldade de respiração, dor de cabeça, náuseas e vômitos que podem ser seguidos, de acordo com a intensidade do envenenamento, por inconsciência e morte. O problema mais grave proveniente do envenenamento por cianeto está nos seus efeitos crônico e subletal sobre os organismos. O efeito agudo, letal, é mais raro e está relacionado com falhas de operação e/ou negligência. As espécies aquáticas estão mais diretamente expostas à intoxicação a longo prazo e o resultado é diverso (diminuição do tamanho médio de exemplares, da produção de ovos, da velocidade de nado etc.) - Ingles e Scott (1981).

Em longo prazo, uma vez a fonte de contaminação eliminada, o cianeto pode ser considerado como um produto químico tóxico não persistente, não sendo sujeito à magnificação na cadeia alimentar, nem à bioacumulação. Sua ação é reversível desde que a exposição não tenha sido muito prolongada e que os organismos vivos apresentem mecanismos para sua eliminação que permitam a recomposição do sistema.

Tabela 4.2 - Concentração de algumas substâncias que causam efeitos tóxicos agudos a organismos aquáticos (FEEMA 1985 *apud* Granato 1995) e padrões de emissão de efluentes.

Substância	Concentração para efeito agudo (mg/L)	Padrão de emissão 1* (mg/L)	Padrão emissão 2** (mg/L)
Alumínio	3,9	-	3,0
Cádmio	0,065	0,2	0,1
Chumbo	0,45	0,5	0,5
Cianeto	0,10	0,2	0,2
Cobre	0,009	1,0	0,5
Cromo VI	0,037	0,1	0,5
Fenol	62,0	0,5	0,2
Ferro	9,6	15,0	15,0
Nitrogênio Amoniacal	85,1	-	5,0
Sulfeto	0,02	-	1,0
Zinco	0,5	5,0	1,0
Organo-clorados	0,01	-	-

* Padrão de emissão 1 - CETESB (SP) - (Bassoi. *et al.*. 1990 *apud* Granato 1995)

** Padrão de emissão 2 - FEEMA (RJ) - (Persone 1991 *apud* Granato 1995)

Fonte: Granato (1995).

V

Materiais e Métodos

5.1 INTRODUÇÃO

As conclusões obtidas a partir de um levantamento geoquímico dependem imediatamente dos procedimentos operacionais adotados durante a amostragem e no tratamento dessas amostras. A amostragem geoquímica tem por finalidade, a partir de uma pequena porção, a representação de total amostrado. Por conseguinte, uma vez que o resultado das análises dependem diretamente da integridade das amostras e dos seus métodos adotados, a amostragem e o tratamento das amostras são tão importantes quanto as análises químicas propriamente ditas.

Um conjunto de procedimentos foi aplicado durante a fase de amostragem e tratamento de amostras, com o objetivo de melhor diagnosticar os parâmetros ambientais da área em questão, quais sejam elementos tóxicos e cianeto. Neste capítulo serão descritos os diversos procedimentos adotados durante a amostragem, abrangendo os levantamentos preliminares (confecção do mapa de amostragem), os processos de amostragem e as análises realizadas.

5.2 – ATIVIDADES PRELIMINARES

A localização das estações de amostragem (Anexo I e Anexo II) foi definida com a finalidade de se obter uma representatividade da área estudada, bem como das pilhas de rejeito e visando recobrir as áreas a montante da mineração (estações LS-01, LS-02 e LS-03), as áreas afetadas pela atividade mineira (estações LS-06, LS-07, LS-09, LS-10, LS-12, LS-13, LS_14, LS-16, LS-17 e LS-20), as áreas sem influência da mineração (os afluentes da drenagem principal; estações LS-04, LS-05, LS-08, LS-11, LS-15, LS-18 e LS-19; Anexo II) e as pilhas de rejeito (estações BP-01 a BP-05; Anexo I). Com isso, permite-se discernir as áreas eventualmente contaminadas pelas atividades mineiras daquelas com os teores anômalos naturais provenientes das próprias rochas que compõem o arcabouço geológico da região.

A malha de amostragem para sedimento de corrente foi definida com base na Folha Topográfica SB.24-X-D-VI MI-976 (Folha Lajes) da SUDENE (Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste), publicada no ano de 1985, na escala de 1:100000, e fotografias aéreas executadas por Serviços Aerofotogramétricos Cruzeiro do Sul S.A., com escala aproximada de 1:70.000. A amostragem foi realizada na rede de drenagem a jusante e a montante da área minerada, bem como nos dois principais açudes, locados a jusante da Mina Bonfim. As coordenadas geográficas dos pontos amostrados (Tab. 5.2)

foram obtidas com o auxílio do equipamento denominado Sistema de Posicionamento Global (GPS *Global Positioning System*), modelo e-Trex (fabricante Garmin – Fig. 5.1).



Figura 5.1 – Foto mostrando o equipamento GPS (*Global Positioning System*), modelo e-Trex (fabricante Garmin), utilizado na localização das estações de amostragem.

A amostragem das pilhas de rejeito foi definida de tal forma para representar o volume total de cada uma das pilhas. Dentre as oito pilhas de rejeito dispostas na área (Tabela 5.1, Anexo I), foram amostradas apenas as cinco principais pilhas, escolhidas devido ao tamanho e localização (proximidade da drenagem principal da mina). De cada pilha selecionada, foram coletadas duas amostras (BP-OXA e BP-OXB), totalizando 10 amostras, sendo uma amostra no topo e outra na base da pilha de rejeito. A altura das pilhas de rejeito varia de 2 a 6 metros.

Tabela 5.1 - Coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator, em metros) das 8 Pilhas de rejeitos dispostas na área da Mina Bonfim, obtidas com GPS modelo e-Trex. Datum horizontal: Córrego Alegre. A denominação BP-OX (onde X é o número da estação) corresponde a mesma denominação adotada no Anexo I.

Pilhas de Rejeito	Coordenadas UTM	
	E	N
Pilha 01	0817409	9353156
Pilha 02/ BP-01a e b	0817480	9353198
Pilha 03/ BP-02a e b	0817593	9353248
Pilha 04/ BP-03a e b	0817652	9353280
Pilha 05/ BP-04a e b	0817630	9353316
Pilha 06/ BP-05a e b	0817710	9353318
Pilha 07	0817726	9353480
Pilha 08	0817793	9353500

Tabela 5.2 – Coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator, em metros) das 20 estações de amostragem de sedimento de corrente, obtidas com GPS modelo *e-Trex*. Datum horizontal: Córrego Alegre.

Estações de Amostragem	Coordenadas UTM	
	E	N
LS-01	0816505	9352792
LS-02	0816723	9352990
LS-03	0816660	9352952
LS-04	0817183	9353230
LS-05	0817203	9353538
LS-06	0817599	9353056
LS-07	0817959	9353656
LS-08	0817943	9353938
LS-09	0818211	9353530
LS-10/LS-60(duplicata)	0818196	9354220
LS-11	0818086	9354312
LS-12	0818271	9354478
LS-13	0818077	9353974
LS-14	0819115	9355514
LS-15	0819257	9355370
LS-16	0818819	9355904
LS-17	0819247	9356840
LS-18	0819195	9357436
LS-19	0818996	9357326
LS-20/LS-70(duplicata)	0818204	9357826

5.3 – AMOSTRAGEM

Uma vez definida as estações de amostragem, deu-se início às etapas de campo, com o intuito de se coletar as amostras das pilhas de rejeito e de sedimento de fundo. Associado às coletas das amostras, realizou-se coletas de duplicatas de campo (apenas para os sedimentos de corrente) em determinadas estações (LS-10 e LS-20; Anexo II), objetivando avaliar a variabilidade natural dos parâmetros analisados no material coletado. Em laboratório foram separadas replicatas ou duplicatas de laboratório (LS-11/LS-66), para avaliar os processos de laboratório.

5.3.1 – Sedimento de Fundo de Drenagem

As amostras de sedimento de fundo de drenagem foram coletadas no talvegue do canal ativo (Fig. 5.2), que vem a ser a porção com menor interferência das margens. A amostra foi preferencialmente recolhida na zona superior de concentração do sedimento de granulometria mais fina. Foi coletada uma amostra em cada estação, de forma composta, onde na mesma estação de amostragem foram retiradas uma média de 5 alíquotas em um raio de cerca de 15m na porção central do canal da drenagem. Um total de quatro quilogramas de amostra foi coletado em cada estação.

Inicialmente o material foi recolhido, com o auxílio de pás plásticas (Fig. 5.3), e depositado dentro de uma bacia plástica (Fig. 5.3). Em alguns locais onde o material possuía granulometria mais grossa o mesmo foi submetido a um peneiramento prévio diretamente no local da coleta (Fig. 5.4), utilizando-se peneiras com tela e o aro de aço inoxidável, com malha de 180 μ m (Fig 5.5). Este peneiramento teve por objetivo diminuir a quantidade de material a ser transportado para o laboratório. Por fim, o material era armazenado em sacos plásticos resistentes (Fig. 5.6) e devidamente identificados com etiquetas. Entre cada amostragem, os utensílios foram limpos com o auxílio de papel toalha e pincéis.





Figura 5.4 – Peneiramento de amostra em campo.



Figura 5.5 - Peneiras com tela e o aro de aço inoxidável, com malha de 180 μ m.



Figura 5.5 – Armazenamento do material coletado em sacos plásticos.

5.3.2 – Pilhas de Rejeito

Para as coletas das amostras das pilhas de rejeito inicialmente fez-se a retirada do material com o auxílio do cavador articulado (Fig. 5.7), a uma profundidade de aproximadamente 30cm. Em seguida esse material foi homogeneizado e quarteado até chegar-se a uma alíquota de aproximadamente 2Kg. Esse procedimento se deu sob lona de plástico com o auxílio de pás plásticas. Por fim, o material foi ensacado e devidamente etiquetado. Todos os utensílios utilizados foram limpos, com o auxílio de papel toalha, entre cada ponto de coleta.



Figura 5.7 – Cavador articulado utilizado nas coletas das pilhas de rejeito.

5.4 – TRATAMENTO E ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS

O tratamento das amostras foi efetuado nas dependências do Laboratório de Geoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Em seguida as amostras foram enviadas para laboratórios comerciais para as devidas análises.

5.4.1 – Sedimento de Drenagem

Para o objetivo do trabalho, a fração de interesse à pesquisa é aquela que apresenta granulometria inferior a 0,063mm, ou seja, a fração silte e argila. Nessa

fração, os poluentes estão concentrados, devido à grande área de superfície de contato entre a fração fina e o poluente, ocorrendo o fenômeno de adsorção, eficientemente retendo as diversas substâncias ou elementos químicos (p. ex. metais pesados) – (Mantei e Sappington 1994; Kralik 1999). Outra justificativa, segundo Maranhão (1982), é que uma vez que a granulometria dos sedimentos de corrente é inversamente proporcional à distância do transporte e, ainda, as argilas têm forte capacidade de adsorção dos metais contidos nas soluções aquosas que percolam os sedimentos, logo a fração de interesse nas análises geoquímicas é inferior a 80 mesh.

Em laboratório, as amostras foram submetidas a uma secagem em estufa, no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, a uma temperatura de 60°C por cerca de 5 dias. Após a secagem das amostras, estas foram transferidas para o Laboratório de Sedimentologia do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, onde foram submetidas a um peneiramento, em peneiras de aro e tela em aço inoxidável, com malhas de 180µm e 63µm. Para cada amostra despreendeu-se vinte minutos, com o auxílio de um vibrador mecânico com o reostato (medidor de intensidade) ajustado em 10 (valor máximo para o equipamento). Por fim, do material que transpôs a peneira com malha igual a 63µm foram retiradas duas alíquotas de 20 gramas, pesadas em balança analítica digital, e enviada para análises (metais pesados e cianeto). Entre cada amostra, todo o material utilizado foi limpo com o auxílio de água, papel toalha e pincéis, a fim de evitar contaminação entre as amostras.

5.4.2 – Pilhas de Rejeito

As amostras provenientes das pilhas de rejeito foram submetidas a secagem em estufa (60°C), no laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Após a secagem, o material foi transferido para o Laboratório de Sedimentologia do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, onde foram quarteadas, a fim de se homogeneizar todo o material e retirar uma porção aproximada de 100 gramas. A seguir o material foi macerado, com o auxílio de um almofariz e pistilo de porcelana, até a fração 200 *mesh*, exigência para as análises químicas de rocha total. E, finalmente o material foi dividido em duas alíquotas, as quais foram enviadas para análises químicas

(metais pesados e cianeto). Todo o material foi lavado e limpo com o auxílio de papel toalha, para que as contaminações entre as amostras fossem impossibilitadas.

5.4.3 – Procedimentos Analíticos

Uma das alíquotas (20 gramas), de cada amostra, foi enviada para o laboratório da Bondar Clegg no Canadá para as análises. Neste laboratório foi analisado um pacote analítico com 23 elementos químicos (Ag, Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Nb, Ni, Pb, S, Se, Sn, Te, Ti, V, W, Zn e Zr), exceto para as pilhas de rejeito, onde o selênio não foi analisado por não fazer parte do pacote analítico utilizado.

As amostras de sedimento de fundo de drenagem sofreram digestão em água régia (HCl-HNO₃) a quente e depois foram analisadas por espectrometria de plasma por emissão atômica (ICP-AES). Especificamente para os elementos As, Bi, Se e Te, as análises foram por geração de hidretos e medidas por absorção atômica. As amostras das pilhas de rejeito foram sofrerem digestão multi-ácida e foram analisadas por espectrometria de plasma por emissão atômica ou absorção atômica. As Tabelas 5.3 e 5.4 contém os limites de detecção para os vários elementos analisados.

Tabela 5.3 – Elementos químicos analisados e respectivos limites de detecção dos métodos analíticos utilizados (Sedimento de Fundo).

Elemento	Método de Análise	Unidade	Limite mínimo de detecção	Limite Máximo de detecção
Ag	ICP	ppm	0,2	200,0
Al	ICP	%	0,01	10,0
As	ICP	ppm	5,0	10000
Bi	ICP	ppm	50,0	2000
Bi	AAHY	ppm	0,2	50,0
Cd	ICP	ppm	0,2	2000
Co	ICP	ppm	1,0	20000
Cr	ICP	ppm	1,0	20000
Cu	ICP	ppm	1,0	10000
Fe	ICP	%	0,01	10,0
Mn	ICP	ppm	1,0	20000
Mo	ICP	ppm	1,0	10000
Nb	ICP	ppm	1,0	10000
Ni	ICP	ppm	1,0	20000
Pb	ICP	ppm	2,0	10000
S	ICP	%	0,01	10,0
Se	AAHY	ppm	0,1	50,0
Sn	ICP	ppm	20,0	2000
Te	ICP	ppm	100,0	2000
Te	AAHY	ppm	0,1	50
Ti	ICP	%	0,01	10,0
V	ICP	ppm	1,0	20000
W	ICP	ppm	20,0	2000
Zn	ICP	ppm	1,0	10000
Zr	ICP	ppm	1,0	5000

Tabela 5.4 – Elementos químicos analisados e respectivos limites de detecção dos métodos analíticos utilizados (Pilhas de Rejeito).

Elemento	Método de Análise	Unidade	Limite mínimo de detecção	Limite máximo de detecção
Ag	ICP	ppm	0,5	200,0
As	ICP	ppm	5,0	10000
Bi	ICP	ppm	5,0	2000
Cd	ICP	ppm	1,0	2000
Co	ICP	ppm	1,0	20000
Cr	ICP	ppm	2,0	20000
Cu	ICP	ppm	1,0	20000
Fe Tot	ICP	%	0,01	10
Mn	ICP	ppm	5,0	20000
Mo	ICP	ppm	1,0	20000
Nb	ICP	ppm	5,0	2000
Ni	ICP	ppm	1,0	20000
Pb	ICP	ppm	2,0	10000
S	ICP	%	0,002	10
Sn	ICP	ppm	20,0	2000
Te	ICP	ppm	25,0	2000
Te	AA	ppm	0,2	100
Ti	ICP	%	0,01	10
V	ICP	ppm	2,0	2000
W	ICP	ppm	20,0	2000
Zn	ICP	ppm	2,0	20000
Zr	ICP	ppm	5,0	2000

A outra alíquota, de cada amostra (20 gramas) foi enviada para as análises de cianeto total no laboratório da Lakefield-Geosol em Belo Horizonte. Para teores superiores a 1,0mg/Kg, o método utilizado foi o titulométrico, enquanto que para teores inferiores a 1,0mg/Kg as determinações foram efetuadas por digestão Colorimétrica com Piridina e ácido barbitúrico, seguindo-se os procedimentos do *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW). O limite de detecção do procedimento analítico utilizado foi 0,5mg/Kg.

5.5 – ANÁLISES DE MATÉRIA ORGÂNICA NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM

As amostras de sedimento de fundo de drenagem da área da Mina Bonfim foram submetidas a análises para determinar o teor de matéria orgânica nas mesmas. De acordo com estudos realizados por Conceição *et al* (1999), onde estes autores realizaram

comparações entre os métodos difundidos na literatura especializada para a determinação da matéria orgânica em solos e sedimentos, optou-se, nesse trabalho, pelo método descrito por Kampf e Schneider (1989), devido a funcionalidade e a disponibilidade do equipamento necessário no Laboratório de Geoquímica da UFRN.

A metodologia adotada consiste em secar a amostra, na fração <0,065mm, em estufa a 60°C durante 12 horas, visando a eliminação da umidade contida na amostra. Após a amostra seca pesa-se 10 gramas desta amostra, em balança de precisão analítica (marca AND, modelo HR-202) com quatro casas decimais. Em seguida a amostra é disposta na mufla por 6 horas à uma temperatura de 600°C. Após o tempo necessário, retira-se a amostra que é pesada e os cálculos para se determinar o teor de matéria orgânica são efetuados. Os cálculos consistem em subtrair-se do peso inicial da amostra o peso resultante após a incineração na mufla, e prontamente calcular a percentagem referente ao peso perdido com a incineração.

VI

Avaliação Estatística dos Dados

6.1 – INTRODUÇÃO

Os resultados obtidos em análises químicas, quaisquer que elas sejam, apresentam um determinado grau de confiabilidade que dependem de diversas variáveis, incluindo o equipamento utilizado e a metodologia adotada (desde a amostragem, a preparação das amostras e o método analítico utilizado). A análise estatística é uma das ferramentas utilizada para avaliar a representatividade na amostragem, além da confiabilidade e qualidade das análises químicas.

Neste capítulo serão apresentados os tratamentos estatísticos realizados para apreciar a qualidade dos resultados analíticos de metais e substâncias tóxicas em amostras de fundo de drenagem. Os dados referentes às análises de cianeto e de matéria orgânica, assim como aqueles obtidos em amostras de pilhas de rejeito, não puderam ser avaliados estatisticamente por não dispor de resultados analíticos em amostras duplicatas.

A avaliação da qualidade dos dados analíticos foi realizada com base na comparação dos resultados obtidos para as amostras principais com aqueles obtidos para amostras duplicatas (campo) e replicatas (laboratório), através de testes estatísticos.

Neste trabalho foram produzidos dois tipos de duplicatas:

- a) **Duplicata de Campo (Duplicata):** Amostras diferentes coletadas em campo em uma mesma estação de amostragem. A duplicata de campo tem a finalidade de apreciar a homogeneidade do material na estação e a capacidade de obtenção de duas amostras distintas, porém que sejam analiticamente iguais entre si e que represente o universo amostrado.

- b) **Duplicata de Laboratório (Replicata):** Amostras separadas em laboratório, a partir de uma única amostra coletada em campo. A replicata tem o intuito de avaliar a qualidade dos procedimentos laboratoriais utilizados na preparação das amostras e a qualidade das análises químicas.

6.2 – AVALIAÇÃO DAS ANÁLISES DE METAIS PESADOS E SUBSTÂNCIAS TÓXICAS EM AMOSTRAS DE SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM

Com o objetivo desta avaliação foram produzidas duas amostras duplicatas, para as estações LS-10 (duplicata: LS-60) e LS-20 (duplicata: LS-70), e uma amostra replicata para a estação LS-16 (replicata: LS-66). A tabela 6.1 mostra um sumário contendo estações amostradas, suas respectivas duplicatas ou replicata, os elementos analisados e seus respectivos resultados.

Tabela 6.1 - Resultados Analíticos (fração <0,063mm) em sedimento de fundo para as amostras originais e suas duplicatas e replicatas, em 3 estações de amostragem na rede de drenagem da área da Mina Bonfim.

Elemento/Amostras	LS - 10	LS-60 (duplicata LS-10)	LS - 20	LS-70 (duplicata LS-20)	LS - 16	LS-66 (replicata LS-16)
Ag, ppm	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Al (%)	4,02	4,05	4	3,95	3,48	3,38
As, ppm	1,6	1,5	6,8	6,5	1	<1,0
Bi, ppm	>50	>50	1,3	1,4	1,7	1,6
Cd, ppm	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Co, ppm	25	24	39	39	24	24
Cr, ppm	163	160	328	324	153	158
Cu, ppm	33	32	76	75	34	35
Fe (%)	4,72	4,67	5,85	5,73	4,08	4,14
Mn ppm	1540	1786	1317	1300	1057	1053
Mo, ppm	2	2	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Nb, ppm	6	6	6	6	6	6
Ni, ppm	87	86	138	138	79	80
Pb, ppm	12	12	8	7	9	9
S, (%)	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02
Se, ppm	0,4	0,5	0,3	0,3	0,1	0,2
Sn, ppm	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Te, ppm	0,7	0,6	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Ti (%)	0,084	0,089	0,253	0,243	0,158	0,159
V, ppm	73	73	110	109	77	77
W, ppm	41	39	<20	<20	<20	<20
Zn, ppm	82	82	69	69	87	90
Zr, ppm	6	6	6	6	5	5

A tabela 6.2 mostra o sumário estatístico dos resultados analíticos, obtidos para sedimentos de drenagens, mostrando a comparação dos resultados analíticos para elementos químicos em sedimento de fundo entre amostra principal e sua respectiva duplicata. Mostra valor médio (X médio) e desvio padrão (s) dos resultados.

Tabela 6.2 – Comparação dos resultados analíticos para elementos químicos em sedimento de fundo entre amostra principal e sua respectiva duplicata. Mostra valor médio (X médio) e desvio padrão (S) dos resultados. Dados mostrando o símbolo “menor que (<)” indica que o valor analítico é inferior ao limite de detecção do método.

Elementos	Amostra Principal LS-10	Duplicata LS-60	X médio	S
Ag, ppm	< 0,2	< 0,2	-----	-----
Al (%)	4,02	4,05	4,035	0,0150
As, ppm	1,6	1,5	1,55	0,050
Bi, ppm	65	52	58,5	6,50
Cd, ppm	< 0,2	< 0,2	-----	-----
Co, ppm	25	24	24,5	0,50
Cr, ppm	163	160	161,5	1,50
Cu, ppm	33	32	32,5	0,50
Fe, (%)	4,72	4,67	4,695	0,0250
Mn, ppm	1540	1786	1663	123,00
Mo, ppm	2	2	2	0,00
Nb, ppm	6	6	6	0,00
Ni, ppm	87	86	86,5	0,50
Pb, ppm	12	12	12	0,00
S (%)	0,04	0,04	0,04	0,0000
Se, ppm	0,4	0,5	0,45	0,050
Sn, ppm	< 20	< 20	-----	-----
Te, ppm	0,7	0,6	0,65	0,050
Ti, ppm	0,084	0,089	0,0865	0,00250
V, ppm	73	73	73	0,00
W, ppm	41	39	40	1,00
Zn, ppm	82	82	82	0,00
Zr, ppm	6	6	6	0,00

Tabela 6.2 - Continuação

Elementos	Amostra Principal LS-20	Duplicata LS-70	X médio	S
Ag, ppm	< 0,2	< 0,2	-----	-----
Al (%)	4,00	3,95	3,975	0,0250
As, ppm	6,8	6,5	6,65	0,150
Bi, ppm	1,3	1,4	1,35	0,050
Cd, ppm	< 0,2	< 0,2	-----	-----
Co, ppm	39	39	39	0,00
Cr, ppm	328	324	326	2,00
Cu, ppm	76	75	75,5	0,50
Fe, ppm	5,85	5,73	5,79	0,0600
Mn, ppm	1317	1300	1308,5	8,50
Mo, ppm	< 1	< 1	-----	-----
Nb, ppm	6	6	6	0,00
Ni, ppm	138	138	138	0,00
Pb, ppm	8	7	7,5	0,50
S (%)	0,02	0,02	0,02	0,0000
Se, ppm	0,3	0,3	0,3	0,000
Sn, ppm	< 20	< 20	-----	-----
Te, ppm	< 0,1	< 0,1	-----	-----
Ti, ppm	0,253	0,243	0,248	0,00500
V, ppm	110	109	109,5	0,50
W, ppm	< 20	< 20	-----	-----
Zn, ppm	69	69	69	0,00
Zr, ppm	6	6	6	0,00

Tabela 6.2 - Continuação

Pereira, L.B.F. 2003 Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).
Dissertação de Mestrado

Elementos	Amostra Principal LS-16	Replicata LS-66	X médio	S
Ag, ppm	< 0,2	< 0,2	-----	-----
Al (%)	3,48	3,38	3,43	0,0500
As, ppm	1	< 1	-----	-----
Bi, ppm	1,7	1,6	1,65	0,050
Cd, ppm	< 0,2	< 0,2	-----	-----
Co, ppm	24	24	24	0,00
Cr, ppm	153	158	155,5	2,50
Cu, ppm	34	35	34,5	0,50
Fe, ppm	4,08	4,14	4,11	0,0300
Mn, ppm	1057	1053	1055	2,00
Mo, ppm	< 1	< 1	-----	-----
Nb, ppm	6	6	6	0,00
Ni, ppm	79	80	79,5	0,50
Pb, ppm	9	9	9	0,00
S (%)	0,02	0,02	0,02	0,0000
Se, ppm	0,1	0,2	0,15	0,050
Sn, ppm	< 20	< 20	-----	-----
Te, ppm	0,1	< 0,1	-----	-----
Ti, ppm	0,158	0,159	0,1585	0,00050
V, ppm	77	77	77	0,00
W, ppm	< 20	< 20	-----	-----
Zn, ppm	87	90	88,5	1,50
Zr, ppm	5	5	5	0,00

X médio : média aritmética entre os valores da amostra principal e duplicata.

S : desvio padrão.

As amostras LS-60 e LS-70 são duplicatas de campo, enquanto a amostra LS-16 é uma duplicata de laboratório.

Em negrito estão os valores de desvio padrão que indicam divergência significativa de resultado entre a amostra principal e sua duplicata.

Todos os 23 elementos do pacote analítico foram avaliados nas amostras principais, duplicatas e replicatas. Para os elementos com valores abaixo do limite de detecção do método analítico não foi possível se obter os valores da média e desvio padrão, impossibilitando, por conseguinte a avaliação dos seus resultados. Na estação LS-10 e sua respectiva duplicata LS-60 três elementos (Ag, Cd e Sn) com valores analíticos inferiores ao limite de detecção da metodologia laboratorial aplicada. Na estação LS-16 e sua replicata LS-66 seis elementos estão abaixo do limite de detecção (Ag, Cd, Mo, Sn, Te e W) enquanto na estação LS-20 e sua duplicata LS-70 são sete elementos nesta condição (Ag, As, Cd, 4Mo, Sn, Te e W).

No par LS-10/LS-60 apenas o Bi e o Mn apresentaram valores significativos de desvio padrão (6,50 e 125, respectivamente), evidenciando a heterogeneidade do material amostrado com relação aos mesmos. Este fato releva a baixa probabilidade de se obter teores semelhantes de Bi e Mn em amostras distintas coletadas na estação LS-10.

Todas as demais duplicatas, tanto de campo como de laboratório, revelaram uma boa qualidade dos dados para todos os elementos do pacote analítico realizado. As duplicatas de campo revelam a homogeneidade do material no sítio de amostragem. Os resultados das análises químicas da amostra em replicata apresentaram teores bastante semelhantes, indicando uma boa precisão analítica do método e do laboratório utilizados, certificando a qualidade e confiabilidade das análises químicas.

Em suma, pode-se constatar que a semelhança existente entre os teores das amostras analisadas e suas duplicatas e replicata (duplicata de laboratório) indica que os procedimentos de amostragem dos sedimentos, tratamento em laboratório e as análises químicas não interferiram nos resultados obtidos. Assim, ficando constatado que os teores analíticos obtidos nas análises químicas podem ser considerados como representativos para o ponto de amostragem e demonstram confiabilidade.

VII

Metais Pesados e Elementos Tóxicos –
Resultados e Discussões

VII – METAIS PESADOS E ELEMENTOS TÓXICOS RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 – INTRODUÇÃO

Nesse capítulo serão descritos os resultados e suas considerações obtidos a partir dos dados analíticos referentes aos sedimentos de fundo da área sob influência da Mina Bonfim e das pilhas de rejeito resultantes da extração e beneficiamento do minério (scheelita e ouro).

A interpretação dos dados foi possível, primeiramente a partir de uma análise comparativa entre os resultados analíticos obtidos e os valores de referência em folhelhos para o pacote analítico (Mason e Moore 1982; Govett 1983). Posteriormente, confeccionou-se uma matriz de correlação (coeficientes de correlação de Pearson – r), com o objetivo de se identificar em que medida a variação em uma variável (dependente) está associada (ou determinada) pela variação em outra variável (independente). O coeficiente de correlação de Pearson (r), paramétrico; varia de -1 a 1 (o valor r base adotado no trabalho foi maior e igual a 0,8 - em módulo). Em seguida, observou-se e discutiu-se a dispersão dos elementos químicos, com os resultados destes plotados em mapas de símbolos (visualização espacial dos teores) e gráficos ao longo das drenagens investigadas e comparando-se com a geologia local. Por fim, realizou-se um estudo comparativo entre os dados obtidos com estudos de casos semelhantes adquiridos na literatura nacional e mundial. Para as pilhas de rejeito, a interpretação se deu da mesma forma, porém não foi realizada a comparação com a composição dos folhelhos, por não se tratar de análise da fração granulométrica específica.

Os valores analíticos abaixo do valor do limite de detecção foram considerados como metade desse limite, possibilitando assim a obtenção do coeficiente de correlação e a comparação com a composição do folhelho obtida na literatura.

7.2 – RESULTADOS ANALÍTICOS

Neste tópico apresenta-se um sumário (Tab. 7.1 e 7.2; Anexo I e II encontram-se as tabelas completas com os resultados analíticos obtidos para as amostras de sedimento de fundo e pilhas de rejeito) dos resultados obtidos para cada elemento analisado, o qual contém o valor máximo, o valor mínimo, a média aritmética e os valores que são inferiores ao limite de detecção do método analítico adotado. Para obtenção da média aritmética estes últimos valores foram excluídos.

7.3 – COMPARAÇÃO DOS DADOS ANALÍTICOS DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM COM A COMPOSIÇÃO DE FOLHELHOS

A comparação dos dados obtidos com os valores da composição dos folhelhos da literatura foi motivada pela ausência de uma legislação ambiental específica para sedimentos ou algum outro parâmetro oficial que pudesse conduzir os limites de tolerabilidade de compostos químicos, substâncias tóxicas e metais pesados nos sedimentos. A rocha sedimentar tipo folhelho foi selecionada para comparação com os dados analíticos obtidos nessa dissertação devido, principalmente, à sua similaridade granulométrica ($< 63\mu\text{m}$) e mineralógica com as amostras analisadas.

Os valores de referência adotados para a comparação acima mencionada foi segundo Mason e Moore (1982) e Govett (1983), sendo o primeiro adotado apenas para o valor de referência para o zircônio (Zr). Para alguns elementos foi utilizado o intervalo de valores analíticos e para outros elementos apenas a média, devido aos dados oferecidos pelos valores de referência.

Os dados foram dispostos em uma tabela (Anexo III e IV), que contém os dados analíticos obtidos para as 20 estações de amostragem na área da Mina Bonfim e a composição dos folhelhos (média e/ou intervalo), o número de estações que tiveram seus resultados analíticos superiores ao valor dos folhelhos, e número de estações que apresentaram os teores com valor inferior ao limite de detecção do método analítico utilizado (ver tabela 5.3 e 5.4), compondo um sumário analítico.

Dos 23 elementos analisados nas 20 estações de amostragem de sedimento de fundo de drenagem, apenas a prata (Ag) e o estanho (Sn) não apresentaram

nenhum valor acima do limite de detecção. O cádmio (Cd) apresentou teor abaixo do limite de detecção em 18 estações, o tungstênio (W) apresentou em 14 pontos, o telúrio (Te) e o molibdênio (Mo) apresentaram em 9, o arsênio (As) em 8 e o bismuto (Bi) mostrou teor abaixo do limite de detecção em apenas uma estação de amostragem.

Comparando-se os resultados analíticos obtidos para a área da Mina Bonfim com os valores de referência dos folhelhos observou-se que apenas nove elementos (Al, As, Cd, Nb, Pb, S, Ti, V, Zn e Zr) não superaram os valores de referência em todas as estações. O bismuto (Bi) superou o valor máximo determinado para os folhelhos em dezenove estações, o ferro (Fe) e o manganês (Mn) superaram em dezoito, o cobalto (Co) em quinze estações, o telúrio (Te) em onze, o cromo (Cr) e o níquel (Ni) superaram em sete estações de amostragem, o tungstênio (W) em seis, o molibdênio (Mo) em cinco, o cobre (Cu) em apenas duas estações e o selênio (Se) em apenas uma estação.

Analisando individualmente cada elemento tem-se:

Ag (Prata) – todas as estações apresentaram valores abaixo do limite de detecção, porém o limite de detecção dos procedimentos analíticos adotados é 0,2 ppm e o valor máximo apresentado para os folhelhos é 0,1 ppm, portanto pode ser que algumas estações possam ter valores maiores que o valor máximo do folhelho. Assim, faz-se necessário uma análise química com procedimentos analíticos que proporcionem limites de detecção ainda mais baixos do que o utilizado neste trabalho.

Al (Alumínio) – todas as estações apresentaram valores inferiores ao valor médio para o folhelho (10,45 ppm), o valor médio para os valores analíticos é 5,33 ppm.

As (Arsênio) – nenhuma estação apresentou teor acima do valor máximo relatado para os folhelhos, o qual é 18 ppm, a média das estações é 3 ppm.

Bi (Bismuto) – 19 estações apresentaram valores que superam a média para os folhelhos (0,01 ppm). Além disso, dentre esses valores, seis estações apresentaram valores que superaram o limite de detecção superior das análises por

geração de hidretos e quantificação em Absorção Atômica (50 ppm), sendo neste caso utilizado os resultados obtidos por ICP-AES.

Cd (Cádmio) – nenhuma estação ultrapassou o valor máximo para os folhelhos (2,6 ppm), o valor máximo obtido foi 0,2 ppm, inferior ao valor mínimo dos folhelhos (0,3 ppm).

Co (Cobalto) – quinze estações superaram o valor máximo dos folhelhos (22 ppm), as outras cinco estações apresentaram valores analíticos correspondente à faixa de valores para os folhelhos. O valor máximo encontrado foi de 39 ppm, superando em 17ppm o valor máximo para os folhelhos.

Cr (Cromo) – sete estações superaram o valor máximo para os folhelhos (185 ppm), as outras treze estações apresentaram valores superiores a 120 ppm.

Cu (Cobre) – duas estações apenas ultrapassaram o valor máximo citado para os folhelhos (67 ppm), porém o valor máximo obtido é 76 ppm, excedendo em apenas 9 ppm o valor máximo. As outras estações apresentaram resultados dentro da faixa de valores para os folhelhos.

Fe (Ferro) – dezoito estações superaram o valor médio para os folhelhos (3,3 %). As estações que não ultrapassaram a média dos folhelhos apresentaram valores bem próximos à mesma (o valor mais baixo obtido foi 2,1 %).

Mn (Manganês) – superou em dezoito estações, superando o valor máximo (820 ppm) em até 1572 ppm. O valor máximo obtido foi de 2392 ppm.

Mo (Molibdênio) – quatro estações ultrapassaram o limite máximo para os folhelhos (2,0 ppm), porém nove estações apresentaram valores abaixo do limite de detecção dos procedimentos analíticos (1 ppm). Os valores que superaram o valor máximo dos folhelhos apresentaram valores de até 16 ppm.

Nb (Nióbio) –todas as estações ainda apresentaram valores abaixo do valor mínimo do folhelho (13,3 ppm).

Ni (Níquel) – sete estações superaram o valor máximo para os folhelhos (90 ppm). As demais estações apresentaram valores inseridos na faixa de valores para os folhelhos.

Pb (Chumbo) – todos os valores obtidos estiveram abaixo do valor mínimo do intervalo de composição dos folhelhos (17,6 ppm).

S (enxofre) – os valores encontrados foram todos abaixo do limite inferior citado para os folhelhos (0,26%).

Se (Selênio) – apenas uma estação superou o limite máximo para os folhelhos (0,7 ppm).

Sn (Estanho) – todas as estações apresentaram os valores abaixo do limite de detecção dos métodos analíticos utilizados. Este limite de detecção (20 ppm) é superior ao valor máximo da composição dos folhelhos (19 ppm), não sendo possível estimar o número de estações que possam ter superado os valores da composição do folhelho.

Te (Telúrio) – onze estações superaram a média dos folhelhos (0,01 ppm) e as nove restantes apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado (0,1 ppm). Como o limite de detecção é superior à média da composição dos folhelhos, pode ser que estas nove estações também apresentem valores que superem o valor máximo da composição dos folhelhos.

Ti (Titânio) – todas as estações apresentaram valores abaixo do limite mínimo dos folhelhos (0,42 %).

V (Vanádio) – todas as estações apresentaram valores abaixo do limite máximo da composição dos folhelhos (260 ppm).

W (Tungstênio) – seis estações ultrapassaram o valor máximo da composição dos folhelhos (3,8 ppm) e as demais estações apresentaram valores abaixo do limite de detecção (20 ppm), limite esse que está acima do valor máximo da composição dos folhelhos. Logo estas estações podem apresentar valores que superam o valor máximo da composição dos folhelhos.

Zn (Zinco) – nenhuma estação apresentou concentração que superou o valor máximo da composição dos folhelhos (197 ppm).

Zr (Zircônio) – nenhuma estação superou a média da composição dos folhelhos (160 ppm).

Os elementos (bismuto (Bi), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni), selênio (Se), telúrio (Te) e tungstênio (W)), que superaram os padrões de composição para os folhelhos, são de reconhecida toxicidade para os seres humanos. Ressalta-se ainda que, por não

existir uma resolução estabelecida por algum órgão oficial tratando dos limites de tolerabilidade para os elementos analisados em solo ou sedimento, não se pode afirmar se as concentrações observadas para outros elementos, igualmente tóxicos, como o chumbo (Pb), o arsênio (As) e o enxofre (S), são consideradas também nocivas ao meio vivo circundante.

Tabela 7.1 – Sumário dos resultados analíticos obtidos para os sedimentos de fundo. Valores em ppm, a exceção o Al, Fe, Mn, S e Ti, os quais estão em %.

Elemento	Valor máximo	Valor Mínimo	Média Aritmética	Número de resultados abaixo do Limite de detecção inferior.
Ag	--	--	--	20
Al (%)	5,33	2	4,35	0
As	8,8	1,3	3	8
Bi *	22,4	0,4	3,96	1
Cd	0,2	0,2	0,2	18
Co	39	16	26,1	15
Cr	493	90	190	0
Cu	76	16	40,25	0
Fe (%)	6,31	2,18	4,69	0
Mn (%)	2392	413	1205,15	0
Mo	16	1	4,63	9
Nb	9	4	5,85	0
Ni	208	49	89,8	0
Pb	12	4	8,35	0
S (%)	0,4	0,02	0,04	0
Se	0,8	0,1	0,35	0
Sn	--	--	--	20
Te	10,8	0,1	2,36	9
Ti (%)	0,241	0,066	0,15	0
V	139	29	85,8	0
W	612	41	251	14
Zn	119	28	79,65	0
Zr	13	3	6,25	0

* O Bismuto (Bi) apresentou seis estações com valores acima do limite máximo de detecção.

Tabela 7.2 – Sumário dos resultados analíticos obtidos para as pilhas de rejeito. Valores em ppm, a exceção o Al, Fe, Mn, S e Ti, os quais estão em %.

Elemento	Valor máximo	Valor Mínimo	Média Aritmética	Abaixo do Limite de detecção inferior
Ag	1,1	0,5	0,74	3
Al (%)	4,71	5,47	5,14	0
As	9	7	8	5
Bi	749	463	602,25	0
Cd	--	--	--	8

Co	23	16	18,87	0
Cr	80	51	66,62	0
Cu	31	17	23,25	0
Fe (%)	3,51	2,8	3,18	0
Mn (%)	1831	1210	1481,5	0
Mo	29	14	23,37	0
Nb	11	6	8,7	0
Ni	72	42	54,12	0
Pb	13	5	8,14	1
S (%)	0,065	0,081	0,065	0
Sn	--	--	--	9
Te	21,4	13,3	17,94	0
Ti(%)	0,23	0,19	0,21	0
V	59	47	54,62	0
W	1936	1337	1598,87	0
Zn	70	50	57,25	0
Zr				

7.4 – APLICAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO

Matriz de correlação é uma matriz quadrada, simétrica, cuja diagonal é formada pela unidade, pois se trata da correlação da variável com ela mesma, e em cada interseção linha (i) coluna (j) ocorre a correlação das variáveis X_i e X_j (Manly 1986).

A análise da matriz de correlação pode indicar o nível de correlação e significância entre as variáveis consideradas. Valores percentuais elevados demonstram que a variação em mesmo sentido: quando uma aumenta, a outra, também aumenta, no entanto, quando decresce, a outra também decresce, portanto existe uma correlação de linearidade entre estas variáveis (Zampieri e Verdinelli 2000). Mede a similaridade entre dois conjuntos de dados numéricos sobre uma escala absoluta de [-1,1]. É calculado através da divisão do valor de covariância pela raiz quadrada do produto dos desvios padrões dos conjuntos de dados a e b (equação 1):

Onde,

$$r_{a,b} = \frac{\Lambda_{a,b}}{\sqrt{(\sigma_a)^2 (\sigma_b)^2}}$$

$r_{a,b}$: correlação

$\Lambda_{a,b}$: valor de covariância

$\sigma_{a,b}$: desvio padrão

O Valor Absoluto da Correlação (r) mostra a intensidade da relação linear entre as duas variáveis estudadas. O valor "0" indica uma total ausência de relação linear, enquanto que o valor "1" indica uma relação linear perfeita (relação determinística).

Uma correlação positiva (sinal "+" na frente do coeficiente de correlação) indica que as duas variáveis tendem a aumentar ou diminuir concomitantemente. Uma correlação negativa (sinal "-" na frente do coeficiente de correlação) diz que quando uma variável tende a aumentar de valor a outra tende a diminuir e vice-versa.

A estrutura da matriz de correlação apresenta duas dimensões onde os elementos analisados estão correlacionados entre si. Antes de tratar dos tipos de correlação é importante salientar que o processo será feito a partir de duas visões diferentes (grupos de pessoas). Existem três tipos de correlação:

- i. **FORTE (> 0,8 em módulo):** Ao analisar as exigências do sistema de avaliação e as funções do setor ou unidade, verifica-se que deveria haver uma interdependência, com evidências claras e objetivas;
- ii. **MÉDIA (0,6 a 0,79, em módulo):** Ao analisar as exigências do sistema de avaliação e as funções do setor ou unidade, verifica-se uma interdependência, contudo há dificuldade em evidenciar de forma clara e objetiva;
- iii. **FRACA (<0,59, em módulo):** Ao analisar as exigências do sistema de avaliação e as funções do setor ou unidade, verifica-se que deveria não há exigência de uma interdependência e não apresenta evidências claras e objetivas.

Associado à correlação faz-se necessário tentar destacar em cada correlação, as evidências (fatos) que comprovem a classificação feita (Manly 1986), como, por exemplo, a existência de uma correlação negativa entre elementos de uma mesma

paragênese mineral, tentar buscar fatos que comprovem a confiabilidade desta correlação.

7.4.1 – APLICAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO PARA OS RESULTADOS DE SEDIMENTOS DAS DRENAGENS DA ÁREA

A matriz de correlação para os resultados analíticos obtidos nas amostras de sedimento de fundo de drenagem na área da Mina Bonfim (Anexo V) foi obtida a partir do cálculo dos coeficientes de correlação para os diversos elementos. Foi excluído da matriz o estanho (Sn), por apresentar os resultados, em todas as amostras, abaixo do limite de detecção. Para os elementos que apresentaram algumas estações com valores abaixo do limite de detecção padronizou-se dividir o limite de detecção pela metade para que o elemento fosse incluído no cálculo da matriz.

A partir dos dados obtidos na matriz de correlação, selecionou-se as correlações definidas como fortes, ou seja, aquelas que apresentaram uma correlação com valor superior a 0,8, em módulo e as correlações definidas como médias (com valores entre 0,6 e 0,79, em módulo).

Os resultados mostraram que os de elementos que apresentam uma correlação forte positiva foram Al-Fe, Al-V, Cd-Te, Cd-W, Co-Cu, Cr-Ni, Cu-Fe, Fe-V, Fe-Zr, Mo-Te, Mo-W, Te-W, Ti-V e V-Zn. Os pares que apresentaram uma correlação média foram Al-Bi, Al-Co, Al-Cu, Al-Te, Al-Ti, Al-Zn, Al-Zr, Bi-Mo, Bi-Te, Bi-W, Bi-Se, Cd-Mo, Co-Cr, Co-Fe, Co-Ni, Co-Ti, Co-V, Co-Zr, Cr-Cu, Cr-Zr, Cu-Ni, Cu-Ti, Cu-V, Cu-Zr, Fe-Ti, Fe-Zn, Nb-Pb, Nb-S, Ni-Zr, Pb-Zn, Se-Te, Ti-Zn e V-Zr. Nenhum dos pares com correlação média ou forte apresentaram correlação negativa.

As correlações fortes positivas refletem os três fatores (i) assinatura da paragênese do minério: Cd-Te-W-Mo, Co-Cu, Cu-Fe, Mo-W-Te, Bi-Se; (ii) assinatura da similaridade geoquímica entre elementos (os quais ocorrem naturalmente associados nas rochas): Cr-Ni, Fe-V-Ti, Co-Cr-Fe-Ni-Ti-V-Zr; e (iii) assinatura do aumento da concentração de metais em função do teor de argila: o Al e todos os elementos com ele correlacionáveis (Fe, V, Bi, Co, Te, Ti, Zn e Zr).

No geral, os pares que apresentaram correlação forte positiva, observa-se que estes pares são compostos principalmente pelos elementos que compõe a paragênese do minério de tungstênio e ouro na Mina Bonfim (a exceção do alumínio (Al) que, também, está presente nas rochas do arcabouço), tanto os principais elementos formadores das fases minerais (p.ex. bismuto [Bi], telúrio [Te], tungstênio [W], molibdênio [Mo], cobre [Cu] e ferro [Fe]) como os elementos que se encontram distribuídos como elementos traços nestas fases minerais (p.ex. cádmio [Cd], cobalto [Co], cromo [Cr], níquel [Ni], selênio [Se], vanádio [V], zircônio [Zr] e zinco [Zn] – Souza Neto 2001).

Estas observações evidenciam que a principal fonte desses elementos (considerados contaminantes significativos do meio ambiente) distribuídos nos sedimentos de fundo das drenagens investigadas é a rocha mineralizada de Bonfim.

Já os pares que formam correlação do tipo média positiva, são formados tanto por elementos que compõe as rochas do arcabouço (rochas granitóides diversas, granodioríticos-tonalíticos, anfibolitos, mármore, quartzitos impuros com fucsita e rutilo, xistos diversos, corpos pegmatíticos e diques de diabásio), quanto por elementos que formam a paragênese da rocha mineralizada, assim os elementos contaminantes que estão presentes nestes pares (p. ex. cobalto [Co], cobre [Cu], zinco [Zn], selênio [Se], cromo [Cr], níquel [Ni] e chumbo [Pb]) estão sendo doados para o meio ambiente por fontes geogênicas, sendo catalisada pela ação dos agentes intempéricos, que agem naturalmente nas rochas, porém a ação da atividade mineira também está contribuindo para que estes elementos sejam disponibilizados para o meio ambiente.

7.4.2 – APLICAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO PARA OS RESULTADOS DE PILHAS DE REJEITO

A matriz de correlação para os resultados analíticos obtidos nas amostras das pilhas de rejeito da área da Mina Bonfim (Anexo VI) foi obtida com base nos coeficientes de correlação calculados para os diversos elementos analisados. Foram excluídos da matriz os elementos que apresentaram os resultados, em todas as amostras, abaixo do limite de detecção (Cd e Sn). Para o caso e os elementos que

apresentaram algumas estações com valores abaixo do limite de detecção, padronizou-se dividir o limite de detecção pela metade para que o elemento fosse incluído no cálculo da matriz.

A partir dos dados obtidos na matriz de correlação, selecionou-se as correlações definidas como fortes, ou seja, aquelas que apresentaram um coeficiente superior a 0,8, em módulo, e as correlações definidas como médias (com valores entre 0,6 e 0,79, em módulo).

Os pares que apresentaram uma correlação forte positiva foram Al-As, Al-Cu, Al-Ti, As-Cu, Cr-Ti, Cr-V, Cr-Zn, Cu-Fe, Cu-Ti, Cu-V, Cu-Zn, Fe-Ni, Fe-V, Fe-Zn, Pb-S, Pb-Ti e V-Zn, e a correlação forte negativa apresentou apenas um par, o Bi-Zr. Os pares que apresentaram uma correlação média foram Ag-W, Al-Co, Al-Cr, Al-Fe, Al-Pb, Al-V, As-Fe, As-Ti, As-V, As-Zn, Bi-Mn, Bi-Te, Co-Cu, Co-Nb, Co-Ni, Co-Ti, Cr-Cu, Cr-Fe, Cr-Ni, Cr-Pb, Cu-Ni, Cu-Pb, Fe-Ti, Mn-Ni, Mn-Te, Ni-Ti, Ni-V, Pb-V, Pb-Zr, S-Te, S-Ti, S-Zr, e Ti-V. Dentre estes pares, aqueles que apresentaram correlação média negativa foram Al-S Mo-Zr Pb-Te e Te-Zr.

Os pares que apresentaram correlação forte são compostos, principalmente, pelos elementos que compõe o arcabouço geológico da área e as rochas da ganga do minério, essa assinatura geoquímica é esperada, uma vez se tratando das pilhas de rejeitos da atividade de extração. Isso evidencia a associação geoquímica das pilhas de rejeito, que contêm, portanto elementos de reconhecida toxicidade como arsênio (As), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), enxofre (S) e vanádio (V), e podem ser fontes dos mesmos para o meio ambiente. O caso particular da correlação negativa do par bismuto e zircônio (Bi-Zr) indica uma relação inversamente proporcional onde o aumento do zircônio indica a diminuição do bismuto nas pilhas de rejeito, mostrando, provavelmente, que as rochas não mineralizadas da Mina Bonfim, as quais apresentam baixo teor de bismuto (Bi), possuem teores mais elevados de zircônio (Zr).

Os pares que apresentaram correlação média são compostos pelos elementos que formam a paragênese da rocha mineralizada, entre os quais podem ser citados alguns de reconhecida toxicidade (p. ex. prata [Ag], arsênio [As], tungstênio [W], cobalto [Co] e o chumbo [Pb]). Os elementos que apresentaram correlação média

negativa evidencia os elementos que formam a paragênese do minério (S, Mo, Pb e Te) e os elementos que formam as rochas não mineralizadas da Mina Bonfim (Al e Zr).

As correlações positivas observadas revelam uma associação geoquímica presente nas pilhas de rejeito contendo elementos tóxicos, em graus variáveis, o que faz dessas pilhas uma fonte potencial de tais elementos para o meio ambiente. A liberação de elementos das pilhas para o meio ambiente é agravado pelo fato de que o material rochoso das pilhas de rejeito está britado, ou seja, com granulometria inferior àquela do material que ocorre naturalmente, tornando mais eficiente a ação dos agentes intempéricos e lixiviantes.

7.5 – MAPAS DE SÍMBOLOS DA DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS EM SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM E PILHAS DE REJEITO

Os mapas de símbolos foram confeccionados com o intuito de obter uma melhor visualização espacial dos dados analíticos dos elementos analisados na área da Mina Bonfim, com isso interpretar, de maneira mais fiel, a distribuição desses dados. O mapa de símbolos tem como base o mapa de localização das estações de amostragem e o mapa de localização das pilhas de rejeito.

A simbologia adotada nos mapas de símbolos fundamentou-se na divisão dos dados analíticos, para cada elemento analisado, em faixas de teores. Para cada elemento adotou-se uma subdivisão específica, devido à pluralidade de teores encontrados. Para os resultados analíticos obtidos nas pilhas de rejeito, a distribuição espacial e geográfica dos teores se deu da mesma forma que para os sedimentos de drenagem.

Em ambos os casos, drenagem e pilhas de rejeito, adotou-se símbolos circulares, os quais têm seu diâmetro proporcional às faixas de teores. Apenas quando os valores superavam ou estavam abaixo do limite de detecção analítico é que adotou-se símbolos diferenciados. Para cada elemento analisado existe um mapa de distribuição espacial de teores correspondentes (Anexo VII e Anexo VIII).

7.5.1 – Sedimentos de Fundo

Os mapas de símbolos apresentam as dispersões dos elementos nos sedimentos de fundo das drenagens que circundam a área mineralizada da Mina Bonfim (Anexo VII). De acordo com os mapas de símbolos para as pilhas de rejeito, observou-se uma diversificada distribuição dos elementos, isto devido aos elementos apresentarem fontes distintas e em locais, também distintos. Para uma melhor visualização, também foram confeccionados gráficos de distribuição, contendo na abscissa estão as estações de amostragem e na ordenada os valores analíticos, para cada elemento (Anexo IX), e os valores máximos e mínimos padrão dos folhelhos estão dispostos no gráfico sob a forma de linhas tracejadas. Para uma melhor compreensão, separou as estações antes da influência da Mina Bonfim (LS-01 a LS-03), a estação localizada na área da Mina Bonfim (LS-06), as estações na drenagem principal, sob influência da mina (LS-07, LS-13, LS-10, LS-12, LS-14, LS-16, LS-17 e LS-20), onde a LS-13 e a LS-14 são estações dispostas nos açudes, e as estações localizadas nos afluentes da drenagem principal, sem influência da atividade mineira (LS-04, LS-05, LS-08, LS-09, LS-11, LS-15, LS-18 e LS-19). As estações estão dispostas no gráfico segundo a distribuição geográfica em campo.

Com base nas interpretações dos mapas de símbolos, associado aos gráficos de distribuição, propôs-se que os elementos fossem separados em grupos, onde cada grupo engloba elementos químicos segundo a sua fonte, assim tem-se o Grupo I (cuja fonte seria as rochas mineralizadas de tungstênio e ouro da Mina Bonfim), o Grupo II (cuja fonte seria as rochas que compõem o arcabouço geológico da área) e o Grupo III (formado por elementos de fonte difusa). Abaixo será descrito cada um dos grupos.

Grupo I (Bi, Cd, Mo, Te e W)

Esse grupo é composto pelos elementos que compõem as rochas, entre os Paragênese da mineralização e mostram as concentrações mais elevadas na área da mina, nas pilhas de rejeito, bem como nos açudes ao longo da drenagem principal. A principal fonte desses elementos é a atividade de extração mineral, que nas suas operações fragmenta as rochas, permitindo que os agentes intempéricos atuem

com maior facilidade, desencadeando processos físicos e químicos (dissolução e transporte) desses elementos, por meio aquoso nas drenagens.

Grupo II (Cu, Ni, Co, Cr, Zr, Mn, As, Ti, Zr, Ni, Nb, Cr)

Esse grupo é composto pelos elementos que compõe, principalmente as rochas do arcabouço geológico que circunda as rochas da Mina Bonfim. Foram assim separados por apresentarem os teores mais elevados nos afluentes da drenagem principal. A fonte desses elementos são as rochas que circundam a Mina Bonfim, as quais são compostas por granitóides diversos, pegmatitos, quartzitos a fucsita (o que explica o teor elevado de cromo), mármore, xistos impuros e rochas de afinidade ultrabásicas, e apresentam as maiores concentrações nos afluentes que cortam outras frentes de extração mineral na área, o que pode explicar os teores anômalos de nióbio (Nb).

Grupo III (Al, Co, Cu, Fe, Pb, S e Zn)

Os elementos que formam esse grupo são aqueles que apresentam uma distribuição homogênea pela área estudada, são encontrados, em quantidades semelhantes, tanto na área sob influência da Mina Bonfim, bem como são encontrados nas áreas que circundam a mesma. Essa difusão desses elementos pode ser interpretada pela grande variedade de rochas encontradas na área da Mina Bonfim, e pelo fato das drenagens poderem ter cortado outras litologias a montante das áreas onde as estações de amostragem estão localizadas. Assim, a fonte desses elementos é difusa, podendo ter sua origem atribuída às atividades mineiras, bem como ter origem geogênica.

No caso particular dos açudes (LS-13 e LS-14), estes apresentaram concentrações elevadas dos elementos analisados, podendo assim refletir a dissolução e lixiviação dos elementos a partir das pilhas de rejeito, bem como essa concentração preferencial desses elementos nos açudes pode apontar dissolução e lixiviação dos mesmos a partir das pilhas de rejeito, seguido do transporte em meio aquoso na drenagem. Alternativamente esta concentração pode refletir um aumento da percentagem da fração argila nos sedimentos desses açudes.

Os elementos estanho (Sn), cádmio (Cd) e prata (Ag) não se encaixaram em nenhum dos grupos supracitados, devido a todas as estações apresentarem valores

abaixo do limite de detecção dos procedimentos analíticos adotados, e no caso do cádmio (Cd), apenas uma estação apresentou valor acima do limite de detecção dos procedimentos analíticos adotados, que foi a estação LS-07, que está localizada em um ponto de entroncamento entre os afluentes e a Mina Bonfim, não permitindo uma interpretação confiável.

7.5.2 – Pilhas de Rejeito

Os mapas de símbolos (Anexo VIII) para as pilhas de rejeito permitiram visualizar apenas a distribuição espacial dos elementos nas mesmas. Porém, nenhuma distribuição sistemática foi observada, os elementos estão distribuídos de forma homogênea nas pilhas. Duas amostras de cada pilha foram analisadas, onde no mapa o símbolo mais a norte de cada pilha representa a amostra coletada no centro da pilha e o símbolo plotado mais a sul de cada pilha representa a amostra coletada na borda da pilha. Essa distribuição espacial das amostras em cada pilha não mostrou nenhuma sistemática, alguns elementos se mostraram com teores mais elevados nas bordas em uma pilha e mais baixos em outra.

7.6 – COMPARAÇÃO COM ESTUDOS SEMELHANTES NA LITERATURA

7.6.1 – Sedimentos de Corrente

A comparação dos resultados foi realizada com estudo de casos semelhantes encontrados na literatura no Brasil e em outras localidades do mundo. Os artigos foram selecionados com base na similaridade entre os trabalhos, ou seja, a mesma fração analisada (<0,063 mm) e os métodos analíticos adotados.

Existem muitos dados publicados sobre os níveis históricos de metais encontrados em sedimentos. Como referência, sedimentos não contaminados devem conter menos de 0,5 mg/kg de mercúrio e cádmio; menos de 50 mg/kg de chumbo, cromo, cobre, cobalto e níquel; menos de 100 mg/kg de zinco e menos de 1.000 mg/kg de manganês (Salomons e Förstner 1984, Bryan e Langston 1992, Palanques 1994, Palanques *et al.* 1995). A confrontação desses valores com os nossos dados analíticos, permite-nos estabelecer em que extensão os sedimentos coletados na área da Mina Bonfim estão contaminados por metais pesados.

Os dados analíticos adotados para comparação foram os dados obtidos nos sedimentos fluviais coletados a montante e a jusante da indústria química solvay-indupa, Rio Grande da Serra em São Paulo, Brasil (Stephenson *et al.* 1998), a mediana dos sedimentos de corrente do Rio Antskog å, afetados pela atividade mineira de ferro (Fe) e cobre (Cu) na Finlândia (Åström e Nylund 2000), os solos contaminados na Finlândia (Ministry of Social Affairs and Health 1994), com os sedimentos de corrente de uma área contaminada pela atividade de extração e beneficiamento mineral no Novo México, Estados Unidos da América (Brandvold e McLemore 1998) e com dados de sedimentos de fundo de drenagem de áreas semelhantes, atividade mineira de scheelita em *skarns* no semi-árido nordestino (mendes 2002).

Comparando os dados com as referências (Tab. 7.3) compiladas a partir dos trabalhos de Salomons e Förstner (1984), Bryan e Langston (1992), Palanques (1994) e Palanques *et al.* (1995) tem-se que o cádmio (Cd) o cobalto (Co) e o chumbo (Pb) apresentam valores abaixo das referências em questão. O cromo apresenta uma média de 195 ppm, com máxima de 493 ppm e mínima de 90 ppm, logo todas as estações analisadas apresentam-se contaminadas, porém os valores mais elevados estão localizados nas estações sem influência da Mina Bonfim. O cobre (Cu) apresenta quatro estações com valores acima de 50 ppm, e estas estações estão localizadas em pontos sem influência da Mina Bonfim. O níquel (Ni) apresentou apenas uma estação com valor analítico abaixo da referência acima citada, todos os outros valores apresentaram-se com valores acima de 50 ppm. O zinco (Zn) apresentou apenas três estações abaixo de 50 ppm, porém de maneira aleatória a influência da Mina Bonfim.

Tabela 7.3 – Comparação entre os valores de referência compilados de trabalhos de Salomons e Förstner (1984), Bryan e Langston (1992), Palanques (1994) e Palanques *et al.* (1995) com os valores obtidos para este trabalho. Valores em ppm.

Elementos	Valores de Referência	Valor máximo obtido para esse trabalho	Valor Mínimo obtido para este trabalho	Média aritmética para os valores obtidos para este trabalho
Cd	< 0,5	0,2	0,2	0,2
Co	< 50	39	16	26,1
Cr	< 50	493	90	195

Cu	< 50	76	16	26,1
Ni	< 50	208	49	89,8
Pb	< 50	12	4	5,85
Zn	< 100	119	28	79,65

O segundo trabalho adotado para comparação entre os valores analíticos é o realizado por Stephenson *et al.* (1998), onde o enfoque desse estudo preliminar foi determinar o grau e a significância ambiental da contaminação por poluentes orgânicos e metais pesados nos sedimentos coletados. A coleta de sedimentos é tida como apropriada, na medida que sua análise proporciona um histórico de confiança sobre a poluição de uma determinada área (Bryan and Langston 1992). Metais pesados e muitos poluentes orgânicos persistentes ligam-se predominantemente a materiais em suspensão antes de, finalmente, acumularem-se no sedimento, e levando-se em conta que as concentrações destes poluentes podem ser entre três a cinco vezes maiores que aquelas encontradas na coluna d'água (Schuhmacher et al. 1995; Bryan and Langston 1992), a biodisponibilidade mesmo que de uma fração diminuta do sedimento total de metais e/ou poluentes orgânicos, assume importância considerável. Porém apenas os teores de metais pesados foram englobados neste trabalho. Os materiais estudados foram os sedimentos fluviais coletados a montante e a jusante da indústria química solvay-indupa (Rio Grande da Serra em São Paulo, Brasil).

Comparando os dados analíticos, obtidos para este trabalho, com os dados analíticos obtidos por Stephenson *et al.* (1998) (Tab. 7.4) tem-se que apenas o chumbo (Pb) apresenta-se abaixo do índice de contaminação daqueles sedimentos, os demais elementos mostram teores elevados, quando comparado a os sedimentos comprovadamente contaminados.

Tabela 7.4 – Comparação dos dados analíticos obtidos para este trabalho, com dados analíticos obtidos por Stephenson *et al.* (1998). Média aritmética dos valores analíticos de todas as estações. Dados em ppm.

Elemento	Stephenson <i>et al.</i> (1998)	Este trabalho
Cd	0,2	0,2
Co	4,7	26,1
Cr	23,2	195
Cu	16,0	40,25
Ni	7,9	89,8

Pb	28,0	5,85
Zn	23,2	79,65

Um outro trabalho adotado foi realizado por Åström e Nylund (1999), onde estes caracterizaram uma pacote de elementos químicos nos sedimentos de fundo a mediana dos sedimentos de corrente do Rio Antskog å, afetados pela atividade mineiras de ferro (Fe) e cobre (Cu) na Finlândia. Neste trabalho foram caracterizados duas estações, uma não contaminada (sedimentos de corrente do Rio Antskog å), localizada a montante da área da mineração, e uma outra estação classificada como contaminada (Lago Finnsjön).

Para a comparação (Tab. 7.5) foram utilizadas as médias das estações, onde se verificou apenas o cromo (Cr) e o vanádio (V) apresentaram valores que superam os encontrados nos sedimentos dos lagos contaminados, bem como o alumínio (Al), porém este ultimo não é um elemento de toxicidade tão relevante em relação aos demais.

Tabela – 7.5 – Comparação dos dados analíticos deste trabalho com os dados obtidos por Åström e Nylund (1999). Os dados estão em ppm, exceto o alumínio (Al) e o ferro (Fe), que estão em %.

Elemento	Este Trabalho			Åström e Nylund (1999)		
	Valor máximo	Valor Mínimo	Média Aritmética	Sed. Cor. Rio Antskog å		Lago Finnsjön
				Média	Máxima	Média
Ag	--	--	--	1,5	6,3	2,0
Al (%)	5,33	2	4,35	0,79	1,1	1,4
As	8,8	1,3	3	3,0	10,0	9,0
Cd	0,2	0,2	0,2	1,2	12,0	36,0
Co	39	16	26,1	4,0	7,0	9,5
Cr	493	90	190	24,0	176,0	80
Cu	76	16	40,25	259,0	4667,0	4472,0
Fe (%)	6,31	2,18	4,69	1,2	--	3,3
Pb	12	4	8,35	114	730	4564
V	139	29	85,8	25,0	30,0	24
Zn	119	28	79,65	265,0	3459,0	12045,0

Os dados analíticos obtidos para a área da Mina Bonfim foram comparados com os dados obtidos para solos contaminados na Finlândia (Ministry of Social Affairs and Health 1994 – Tab. 7.6), os quais foram analisados com os mesmos métodos analíticos que os adotados nos sedimentos da Mina Bonfim. A partir dessa comparação, verificou-se que, em relação ao padrão finlandês, os sedimentos da rede de drenagem da Mina Bonfim não apresenta nenhuma contaminação.

Tabela 7.6 – Comparação dos dados obtidos para a Mina Bonfim com os dados para solos contaminados na Finlândia (Ministry of Social Affairs and Health 1994). Dados em ppm.

Elementos	Sedimentos da Mina Bonfim		Solos contaminados na Finlândia
	Média	Valor Máximo	
As	3,0	8,8	50
Co	26,1	39,0	200
Cr	493,0	190,0	400
Cu	73,0	40,25	400
Ni	54,12	72,0	200
Pb	8,35	12,0	300
V	85,8	139,0	500
Zn	79,65	119,0	700

Por fim os dados analíticos da Mina Bonfim foram comparados com os dados analíticos obtidos por Mendes (2002) para áreas contaminadas pela atividade mineira na região da Mina Brejuí no município de Currais Novos (RN). Os dados obtidos por Mendes (2002 – Tab. 7.7) foram obtidos seguindo a mesma metodologia adotada para determinar os teores obtidos para a Mina Bonfim. Observando tais comparações verificou-se que a rede de drenagem analisada na área da Mina Bonfim apresenta-se contaminada por Al, As, Bi, Co, Cr, Fe, Mn, Ni e Zr, quando comparada com os dados obtidos por Mendes (2002).

Tabela 7.7 – Comparação dos dados obtidos para a Mina Bonfim com obtidos em áreas contaminadas por atividade mineira na Mina Brejuí (Currais Novos-RN – Mendes 2002). Os dados estão em ppm, exceto o alumínio (Al) e o ferro (Fe), que estão em %.

Parâmetros Analisados	Mendes (2002)			Mina Bonfim		
	Valor mínimo	Valor máximo	Média aritmética	Valor mínimo	Valor máximo	Média aritmética
Al, %	2,23	6,24	3,80	2	5,33	4,35
As, mg/kg	0,5	4,8	1	1,3	8,8	3
Bi, mg/kg	0,2	29	1,9	0,4	22,4	3,96
Cd, mg/kg	0,1	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2
Co, mg/kg	10	33	20	16	39	26,1
Cr, mg/kg	12	171	92	90	493	190
Cu, mg/kg	9	116	39	16	76	40,25
Fe, %	2,44	7,19	4,60	2,18	6,31	4,69
Mn, mg/kg	214	5689	1134	413	2392	1205,15
Ni, mg/kg	7	88	48	49	208	89,8
Ti, %	0,077	0,349	0,210	0,066	0,241	0,15
Pb, mg/kg	4	32	11	4	12	8,35
Zn, mg/kg	43	187	93	28	119	79,65
Zr, mg/kg	0,5	4	0,8	3	13	6,25

7.7 – RELAÇÃO MINA BONFIM E A ABUNDÂNCIA DOS ELEMENTOS NA CROSTA CONTINENTAL

7.7.1 – Introdução

Os dados analíticos das pilhas de rejeito da Mina Bonfim foram comparados com dados da abundância dos elementos na crosta continental (Tab. 7.7), obtido em Godinho (1982), onde este faz um levantamento bibliográfico, compilando dados sobre a composição crustal. Essa comparação nos permite estimar quais os elementos que estão sendo disponibilizados para o meio ambiente, devido à atividade mineira.

7.7.2 – Pilhas de Rejeito

Em termos gerais as pilhas de rejeito apresentam uma composição heterogênea, sendo composta basicamente por elementos que compõe a paragênese mineral do Depósito Bonfim (*skarn* e as rochas encaixantes). Contudo verifica-se um enriquecimento em tungstênio (W) e bismuto (Bi).

Comparando (Tabela 7.8) os teores encontrados nas pilhas com a abundância dos elementos químicos na crosta continental (Godinho 1982) tem-se que a prata (Ag), o arsênio (As), o bismuto (Bi), o cobalto (Co), o cromo (Cr), o manganês (Mn), o enxofre (S), o telúrio (Te) e o tungstênio (W) apresentam teores acima daqueles observados na média crustal. Ainda tem-se que o cobalto (Co) e o chumbo (Pb) apresentam valores analíticos próximo à média crustal.

Assim, pode-se dizer que as pilhas de rejeito provenientes da atividade mineira da Mina Bonfim estão contribuindo para que elementos de reconhecida toxicidade (Ag, As, Bi, Co, Cr, S, Te, W, Co e Pb) estejam sendo liberados para o meio ambiente circundante.

Tabela 7.8 – Tabela comparativa entre os dados analíticos das pilhas de rejeito da Mina Bonfim e dados da abundância geoquímica de alguns dos elementos químicos da crosta continental (Godinho 1982).

Elemento	Abundância na crosta continental	Valor máximo (Pilhas de Rejeito)	Valor Mínimo (Pilhas de rejeito)	Média Aritmética (Pilhas de rejeito)
Ag	0,055	1,1	0,5	0,74
Al (%)	7,96	4,71	5,47	5,14
As	1,6	9	7	8
Bi	0,17	749	463	602,25
Cd	0,2	--	--	--
Co	12,7	23	16	18,87
Cr	46	80	51	66,62
Cu	32	31	17	23,25
Fe (%)	4.16	3,51	2,8	3,18
Mn	675	1831	1210	1481,5
Mo	1,70	29	14	23,37
Nb	19	11	6	8,7
Ni	38	72	42	54,12
Pb	19	13	5	8,14
S (%)	265×10^{-4}	650×10^{-4}	810×10^{-4}	650×10^{-4}
Sn	2,5	--	--	--
Te	2	21,4	13,3	17,94
Ti (%)	0,4	0,23	0,19	0,21
V	84	59	47	54,62
W	1,75	1936	1337	1598,87
Zn	61	70	50	57,25
Zr	195	45	33	37,9

7.8 – RELAÇÃO ENTRE O TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA E O TEOR DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DE DRENAGEM

Os teores obtidos de matéria orgânica (Tab. 7.9 e fig. 7.1) nas estações amostradas de sedimento de fundo de drenagem variam entre 1,0333% a 18,6534%, onde os valores mais baixos encontrados foram nas estações LS-17 (1,0333%) e LS-03 (5,0312%) e os valores mais elevados foram encontrados nas estações LS-15 (18,6534%) e LS-16 (18,6083%).

Comparando os teores de matéria orgânica com a distribuição de metais pesados e elementos tóxicos nas estações de amostragem, não foi observada nenhuma correlação evidente, para que tais correlações fossem observadas fez-se necessário a aplicação da matriz de correlação envolvendo os resultados analíticos para os metais pesados e elementos tóxicos e os valores obtidos para a matéria orgânica. A tabela 7.10 apresenta os valores obtidos com a matriz de correlação. Analisando a matriz de correlação notou-se que todas as correlações foram classificadas como fraca, estando abaixo de 0,5 (em módulo). O valor máximo obtido foi +0,496, para a correlação com o chumbo. No mais, fica claro que não existe nenhuma correlação entre os metais pesados e elementos tóxicos com a matéria orgânica, sugerindo a hipótese de que a distribuição dos metais e elementos tóxicos encontrados nos sedimentos se deu por fonte antrópica, ou seja, pela ação da atividade mineira. Porém observou-se, na estação LS-03, uma amena correlação, onde o baixo valor de matéria orgânica estaria relacionada à diminuição dos seguintes elementos: alumínio (Al), arsênio (As), cobalto (Co), nióbio (Nb), chumbo (Pb), selênio (Se), titânio (Ti), vanádio (V) e zinco (Zn). Analogamente, na estação LS-17, onde foi encontrado o menor valor de matéria orgânica, dentre todas as estações, observou-se uma inerte diminuição na concentração do cromo (Cr) e do níquel (Ni). Em contraste, as estações com valores mais elevados de matéria orgânica não registraram acréscimo nem decréscimo associado às concentrações de metais pesados e substâncias tóxicas.

Analisando as estações LS-13 e LS-14, onde estão situados os açudes da área da Mina Bonfim, tais estações que apresentaram um aumento preferencial na

concentração dos metais e substâncias tóxicas, não observam nenhuma correlação, seja ela acréscimo ou decréscimo, nos valores de matéria orgânica encontrados. Essa observação corrobora com a hipótese de que o controle da distribuição dos metais pesados e elementos químicos ocorreu devido à atividade mineira existente na área, ou seja, uma contaminação antrópica.

Tabela 7.9 – Teores de matéria orgânica para cada estação de amostragem. Valores em percentagem (%).

Estação de Amostragem	Teor de Matéria Orgânica
LS-01	13,1
LS-02	8,4
LS-03	5,0
LS-04	7,1
LS-05	14,0
LS-06	10,4
LS-07	9,1
LS-08	14,0
LS-09	12,1
LS-10	11,0
LS-11	10,0
LS-12	9,0
LS-13	11,5
LS-14	12,9
LS-15	18,6
LS-16	18,6
LS-17	1,0
LS-18	12,3
LS-19	13,7
LS-20	8,1

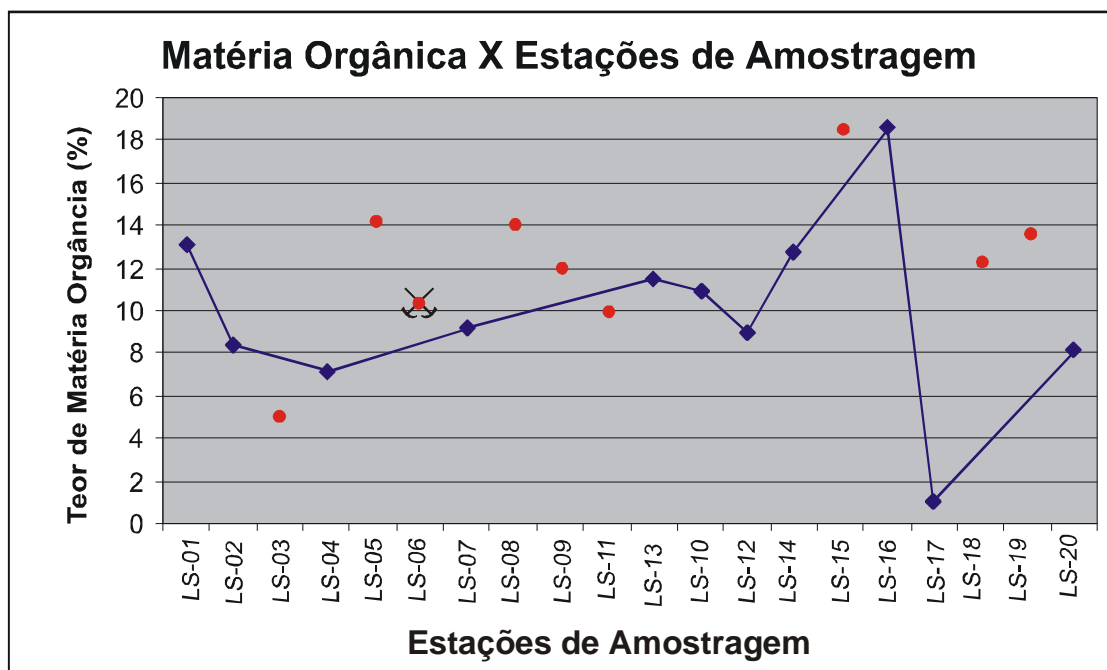


Figura 7.1 – Gráfico onde estão plotados os teores de matéria orgânica, relacionados às estações de amostragem. Em: losango azul as estações situadas na drenagem principal, em círculo vermelho as estações localizadas nos afluentes e em círculo vermelho com o símbolo de mina fechada a estação localizada na área minerada. As estações LS-13 e LS-14 correspondem aos açudes da área da Mina Bonfim.

Tabela 7.10 – Dados de correlação (coeficiente de correlação de pearson) obtidos para os teores de matéria Orgânica e os metais pesados e elementos tóxicos.

Metal pesado ou elemento tóxico	Correlação com a matéria Orgânica
Ag	-0,2199
Al	0,0612
As	0,0996
Bi	-0,0776
Cd	-0,0568
Co	-0,1159
Cr	-0,2068
Cu	-0,0759
Fe	0,0233

Tabela 7.10 – Continuação.

Metal pesado ou elemento tóxico	Correlação com a matéria Orgânica
Mn	-0,0986
Mo	-0,0620
Nb	0,3708
Ni	-0,1539
Pb	0,4965
S	0,4447
Se	0,0854
Te	-0,0249
Ti	-0,0787
V	0,0173
W	-0,0879
Zn	0,2946
Zr	-0,1605

VIII

Cianeto Total – Resultados e Discussões

8.1 – INTRODUÇÃO

A análise de cianeto total em amostras determina a concentração total de todas as formas de cianeto presentes na amostra, exceto algumas formas de tiocianato ($R-SCN^-$) e alguns nitrilos ($R-C\equiv N$) (Knowles e Wyatt 1992) e complexos metálicos de cianeto (p. ex. auricianetos). Esta é análise mais comum utilizada nas investigações de cianeto em contaminação de solo e águas (Kjeldsen 1999).

8.2 – SEDIMENTO DE FUNDO

Todas as amostras de sedimento de fundo apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método analítico adotado (0,5 mg/Kg). Comparando os dados obtidos neste trabalho com dados obtidos na literatura para solos contaminados por atividades mineiras (ouro), solos poluídos por outras atividades e solos não poluídos (Tab. 8.1), observa-se que os valores, mesmo estando abaixo do limite de detecção, estão abaixo dos valores apresentados para os solos não poluídos em terrenos americanos, que apresenta valores entre 0,005 e 0,5 mg/Kg (valores baseados em 220 amostras, com uma média de 0,2 mg/Kg. (O'Hearn e Kesler-Arnould 1990 *apud* Kjeldsen 1999).

Tabela 8.1 – Exemplo de valores de cianeto total em amostras de solos. Valores em mg/Kg.

Localidade	Valor do cianeto total	Referência
Usinas de Gás Áreas alemãs	10 – 1000 ^a	Meeussen <i>et al.</i> (1994)
Áreas britânicas Área a Área b	10 – 5000 50 – 1800	Byers <i>et al.</i> (1994)
Pilhas de rejeito de ouro Áreas americanas	1,5 – 23	White e Markwiese (1994)
Solos não poluídos Áreas americanas	<0,005 – 0,5 ^b	O'Hearn e Kesler-Arnold (1990)

^a Média baseada em 12 amostras de solos cultivados.

^b Baseado em 220 amostras.

Fonte: Kjeldsen 1999

O baixo teor ou a ausência de cianeto total, se realmente existiu, nos sedimentos da Mina Bonfim pode ser explicada devido à degradação natural do cianeto, a oxidação ou fotodecomposição principalmente (Linardi 1998). Uma vez que as condições climáticas da região onde a Mina Bonfim se situa, clima quente e a má distribuição das chuvas marcante, proporciona a geração de dois produtos, o CO_2 e o N_2 , sendo que este último pode gerar, por reações de oxidação, contaminantes reconhecidos dos corpos d'água o nitrito e o nitrato. Outro fator que explica a não detecção de cianeto total nos sedimentos de fundo das drenagens é tempo de permanência (o processo de cianetação utilizado na Mina Bonfim ocorreu a pelo menos dez anos atrás) do mesmo nas drenagens, o que permite que a degradação do cianeto para seus compostos secundários tenha ocorrido.

8.3 – PILHAS DE REJEITO

Dos valores analíticos obtidos para as pilhas de rejeito, apenas a amostra BP1A e a amostra BP4A, onde apresentaram valores de 1,44 mg/Kg e 0,83 mg/Kg, respectivamente, de cianeto total. Os demais pontos de amostragem nas pilhas de rejeito apresentaram valores abaixo do limite de detecção (0,5 mg/Kg) do método analítico adotado. Comparando esses valores com valores para as pilhas de rejeito de minerações de ouro nos Estados Unidos da América tem-se que os valores encontrados nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim estão abaixo dos valores americanos (1,5 mg/Kg a 23 mg/Kg; White e MarkWiese 1994 *apud* Kjeldsen 1999). As duas amostras que apresentaram teores de cianeto total foram coletadas na porção central das pilhas, há uma profundidade de cerca de 40cm, porém não se pode afirmar que esta profundidade interfira na degradação do cianeto, uma vez que as outras amostras coletadas a esta mesma profundidade nas bordas das pilhas não apresentaram nenhuma relação sistemática.

Em respeito aos métodos de decomposição do cianeto nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim, nada se sabe, uma vez que não foi possível o acesso a dados oficiais (p.ex. a solução cianetada utilizada) da época da extração e beneficiamento. Porém, com base em dados de literatura pode-se estipular dois processos básicos de decomposição, ambos que ocorrem de forma natural na natureza, os quais

aqueles que ocorrem na zona superficial das pilhas e aqueles que ocorrem na zona mais interna das mesmas.

Os processos que ocorrem na zona superficial das pilhas estão associados à volatilização da solução cianetada e à oxidação dos complexos cianetados.

A volatilização da solução cianetada ocorre no momento da aplicação, quando o pH da solução cianetada deve ser em torno de 11, quando este pH é inferior a 9,36, a uma temperatura ambiente de 26°C ocorre a formação do ácido hidrocianídrico (HCN – Fig. 8.2 – reação 8.1). Geralmente esse decréscimo do pH é devido a chuva ou ao dióxido de carbono atmosférico (Smith e Mudder 1999).



Um outro mecanismo que pode ter ocorrido nas pilhas de rejeito, sob condições oxidantes, com as soluções cianetadas aplicadas na extração do ouro (p. ex. NaCN) é a dissociação desta solução, seguindo a reação 8.2.



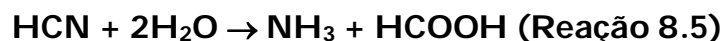
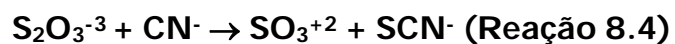
O ácido cianídrico, que por ventura se forme durante a aplicação da solução cianetada nas pilhas, pode ainda ser convertido para cianato de acordo com a reação simplificada abaixo (Reação 8.3):



Uma vez o cianeto presente nas pilhas de rejeito, uma parte da solução não é recuperada, assim essa solução remanescente nas pilhas sofre oxidação natural ou fotodecomposição ou fotodegradação, esta catalisada pelas condições climáticas da região, ou seja, devido ao clima árido que acelera a fotodegradação (Linardi 1998), gerando os compostos nitrito e nitrato.

Na porção onde o ambiente redutor predomina, alguns outros processos podem ocorrer, tais como a formação de tiocianato (Reação 8.4) e a saponificação

do ácido hidrocianídrico, gerando ácido fórmico e nitrato (Reação 8.5). A reação 8.4 pode ocorrer na presença de óxidos de enxofre, que é encontrado na paragênese do minério de Bonfim e a reação 8.5 só ocorre uma vez formado o ácido hidrocianídrico (HCN). No entanto, não se sabe se tais reações ocorreram nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim.



IX

Conclusões e Discussões Finais

9.1 - CONCLUSÕES

Neste Capítulo serão descritas algumas conclusões e recomendações fundamentadas nas interpretações dos parâmetros analíticos obtidos em amostras de sedimentos de fundo de drenagem da área da Mina Bonfim e das pilhas de rejeito resultantes da exploração mineral da mesma mina, associado às investigações de campo e dados de literatura.

Tais conclusões visam determinar a distribuição dos metais pesados e elementos tóxicos nos sedimentos de fundo de drenagem da área sob influência da Mina Bonfim e nas pilhas de rejeito, bem como tentar discernir aqueles contaminantes que são provenientes da atividade mineira daqueles que apresentam uma fonte geogênica. Por fim, tecer algumas conclusões em relação à presença de cianeto total em algumas pilhas de rejeito e à ausência dessa substância na rede de drenagem.

Os dados analíticos obtidos para os sedimentos de fundo de drenagem da Mina Bonfim comparado com os valores da composição dos folhelhos da literatura permitiu observar que dos 23 elementos analisados nas 20 estações de amostragem de sedimento de corrente, apenas 2 não apresentaram nenhum valor acima do limite de detecção (Ag e Sn). Dentre estes, alguns elementos (Al, As, Cd, Nb, Pb, Ti, V, Zn e Zr) ultrapassaram o limite máximo dos folhelhos em todas as estações. Os demais (Cd, W, Te, Mo, As e Bi) ultrapassaram o limite máximo para os folhelhos, principalmente nas áreas sob influência da mineração. Os demais (Al, As, Cd, Nb, Pb, Ti, V, Zn e Zr) excederam o limite máximo nas estações de influência mista (mineração e arcabouço geológico).

De acordo com a interpretação da matriz de correlação para os dados analíticos dos sedimentos de fundo, observou-se os que pares que mostraram correlação positiva forte (Al-Fe, Al-V, Cd-Te, Cd-W, Co-Cu, Cr-Ni, Cu-Fe, Fe-V, Fe-Zr, Mo-Te, Mo-W, Te-W, Ti-V e V-Zn) formam a paragênese do minério de tungstênio e ouro na Mina Bonfim, sejam eles elementos maiores (Bi, Te, W, Mo, Cu e Fe; a exceção do alumínio (Al) que, também, está presente nas rochas do arcabouço), ou elementos traços (Cd, Co, Cr, Ni, Se, V, Zr e Zn) dessa paragênese.

Estas observações evidenciam que a principal fonte desses elementos (considerados contaminantes significativos do meio ambiente) distribuídos nos sedimentos de fundo das drenagens investigadas é a rocha mineralizada de Bonfim.

Dentre os pares que apresentaram uma correlação média (Al-Bi, Al-Co, Al-Cu, Al-Te, Al-Ti, Al-Zn, Al-Zr, Bi-Mo, Bi-Te, Bi-W, Bi-Se, Cd-Mo, Co-Cr, Co-Fe, Co-Ni, Co-Ti, Co-V, Co-Zr, Cr-Cu, Cr-Zr, Cu-Ni, Cu-Ti, Cu-V, Cu-Zr, Fe-Ti, Fe-Zn, Nb-Pb, Nb-S, Ni-Zr, Pb-Zn, Se-Te, Ti-Zn e V-Zr), são formados tanto por elementos que compõe as rochas do arcabouço geológico da área, quanto por elementos que formam a paragênese da rocha mineralizada, assim os elementos contaminantes que estão presentes nestes pares (Co, Cu, Zn, Se, Cr, Ni e Pb) estão sendo doados para o meio ambiente por fontes geogênicas variadas (rochas encaixantes da área), sendo catalisada pela ação dos agentes intempéricos, que agem naturalmente nas rochas, porém a ação da atividade mineira também pode estar contribuindo para que estes elementos sejam disponibilizados para o meio ambiente.

Analisando os mapas de símbolos, propôs-se uma classificação para os elementos, onde estes foram agrupados de acordo com sua fonte. Os grupos são:

Grupo I (Bi, Cd, Mo, Te e W): composto pelos elementos que compõe as rochas, entre os Paragênese da mineralização e mostram as concentrações mais elevadas na área da mina, nas pilhas de rejeito, bem como nos açudes ao longo da drenagem principal. A principal fonte desses elementos é a atividade de extração mineral, que nas suas operações fragmenta as rochas, permitindo que os agentes intempéricos atuem com maior facilidade, desencadeando processos físicos (erosão e transporte de partículas) e químicos (dissolução e transporte em solução) que liberam estes elementos, posteriormente transportados, sob a forma de partículas ou em solução, nas drenagens da área afetada pela mineração.

Grupo II (Cu, Ni, Co, Cr, Zr, Mn, As, Ti, Zr, Ni, Nb, Cr): composto pelos elementos que constituem, principalmente, as rochas do arcabouço geológico que circunda as rochas da Mina Bonfim. A fonte desses elementos são as rochas que circundam a Mina Bonfim. Estas rochas são granitóides diversos, pegmatitos, quartetos a fucsita (o que explica o teor elevado de cromo), mármore, xistos impuros e rochas de afinidade ultrabásicas, e apresentam as maiores concentrações

nos afluentes que cortam outras frentes de extração mineral na área, o que pode explicar os teores anômalos de nióbio (Nb).

Grupo III (Al, Co, Cu, Fe, Pb, S e Zn): formados por elementos que apresentam uma distribuição homogênea pela área estudada. Essa distribuição homogênea pode ser interpretada pela grande variedade de rochas encontradas na área da Mina Bonfim, e pelo fato das drenagens (tanto a drenagem principal e seus afluentes) cortarem outras litologias na porção à montante de onde as estações de amostragem estão localizadas. Assim, a fonte desses elementos é difusa, podendo ter sua origem atribuída às atividades mineiras, bem como ter origem geogênica (rochas encaixantes da área).

A comparação dos resultados deste estudo com casos semelhantes encontrados na literatura no Brasil e em outras localidades do mundo permitiram ter uma idéia do nível de contaminação das drenagens da Mina Bonfim.

Segundo os níveis históricos de metais encontrados em sedimentos (Salomons e Forstner 1984, Bryan e Langston 1992, Palanques 1994, Palanques *et al.* 1995) tem-se que o Cd, Co e o Pb apresentam valores abaixo das referências em questão. O Cr, Cu, Zn e o Ni apresentaram valores acima das referências em questão, o que faz destes elementos objeto de maior atenção do ponto de vista contaminação ambiental.

Comparando-se os dados com os valores obtidos para os sedimentos fluviais coletados a montante e a jusante da indústria química solvay-indupa, Rio Grande da Serra em São Paulo, Brasil (Stephenson *et al.* 1998), tem-se que apenas o Pb apresenta-se abaixo do índice de contaminação daqueles sedimentos, os demais elementos (Cd, Co, Cr; Cu, Ni e o Zn) mostram teores elevados, quando comparado aos sedimentos comprovadamente contaminados.

Por outro lado, comparando-se os dados obtidos neste trabalho com os dados dos sedimentos de corrente do Rio Antskog à, afetados pela atividade mineira de Fe e Cu na Finlândia (Åström e Nylund 1999), verificou-se que apenas o Cr e o V apresentaram valores que superam os encontrados nos sedimentos dos lagos contaminados, bem como o alumínio (Al), porém este último não é um elemento de toxicidade tão relevante em relação aos demais.

Comparando os dados obtidos para este trabalho com os solos contaminados na Finlândia (Ministry of Social Affairs and Health 1994) verificou-se que em relação ao padrão finlandês, os sedimentos da rede de drenagem da Mina Bonfim não apresentam nenhuma contaminação.

Os açudes da região (LS-13 e LS-14), apresentam concentrações elevadas dos elementos analisados, refletindo a dissolução e lixiviação dos elementos a partir das pilhas de rejeito, seguido do transporte em meio aquoso na drenagem. Alternativamente esta concentração pode refletir um aumento da percentagem da fração argila nos sedimentos desses açudes.

Correlacionando-se, a partir de uma matriz de correlação, os teores de matéria orgânica e com os valores analíticos de metais pesados encontrados nas estações de amostragem, verificou-se que todas as correlações encontradas são do tipo fraca (inferior a 0,5, em módulo).

Não verificou-se nenhuma relação entre a presença de substâncias tóxicas com o teor de matéria orgânica. Assim podendo-se sugerir a hipótese de que a distribuição dos metais e elementos tóxicos encontrados nos sedimentos ocorreu de maneira antrópica, ou seja, pela ação da atividade mineira.

Analisando os açudes (LS-13 e LS-14) da área da Mina Bonfim, locais que apresentaram um aumento preferencial na concentração dos metais e substâncias tóxicas, nenhuma correlação entre os teores elevados de substâncias tóxicas e os teores de matéria orgânica foram observados. Essa observação corrobora com a hipótese de que o controle da distribuição dos metais pesados e elementos químicos ocorreu devido à atividade mineira existente na área, ou seja, uma contaminação antrópica.

As pilhas de rejeito resultantes da atividade mineira da Mina Bonfim apresentam uma composição diversificada, sendo composta basicamente por elementos que compõem a paragénese mineral do Depósito Bonfim (*skarn* e as rochas encaixantes). Contudo verifica-se um enriquecimento em tungstênio (W) e bismuto (Bi).

Analisando a matriz de correlação para os resultados analíticos obtidos nas amostras das pilhas de rejeito da área da Mina Bonfim observou-se que os pares

que apresentaram uma correlação forte positiva (Al-As, Al-Cu, Al-Ti, As-Cu, Cr-Ti, Cr-V, Cr-Zn, Cu-Fe, Cu-Ti, Cu-V, Cu-Zn, Fe-Ni, Fe-V, Fe-Zn, Pb-S, Pb-Ti e V-Zn) são formados principalmente pelos elementos que compõem as rochas encaixantes e os minerais da ganga, essa assinatura geoquímica é esperada, uma vez se tratando das pilhas de rejeitos da atividade de extração. Isso torna as pilhas de rejeito uma das principais fontes desses elementos, entre eles alguns de reconhecida toxicidade (As, Cu, Cr, Pb, S e V), para o meio ambiente. A matriz apresentou apenas um par com a correlação forte negativa (Bi-Zr), esse caso particular indica uma relação inversamente proporcional onde o aumento do zircônio indica a diminuição do bismuto nas pilhas de rejeito, mostrando a incompatibilidade dos elementos que compõe a paragênese do minério (Bi) e os elementos que formam o arcabouço e a ganga da rocha mineralizada (Zr).

Analisando os pares que apresentaram uma correlação média (Ag-W, Al-Co, Al-Cr, Al-Fe, Al-Pb, Al-V, As-Fe, As-Ti, As-V, As-Zn, Bi-Mn, Bi-Te, Co-Cu, Co-Nb, Co-Ni, Co-Ti, Cr-Cu, Cr-Fe, Cr-Ni, Cr-Pb, Cu-Ni, Cu-Pb, Fe-Ti, Mn-Ni, Mn-Te, Ni-Ti, Ni-V, Pb-V, Pb-Zr, S-Te, S-Ti, S-Zr, e Ti-V) notou-se que tais são compostos pelos elementos que formam a paragênese da rocha mineralizada, entre os quais podem ser citados alguns de reconhecida toxicidade (Ag, As, W, Co e o Pb). E os pares que apresentaram correlação média negativa (Al-S Mo-Zr Pb-Te e Te-Zr) mostram uma incompatibilidade entre os elementos que formam a paragênese do minério (S, Mo, Pb e Te) e os elementos que formam as rochas do arcabouço geológico e a ganga do minério (Al e Zr).

De acordo com a comparação entre os teores dos teores dos elementos químicos analisados nas amostras das pilhas de rejeito com a abundância desses mesmos elementos na crosta continental (Godinho 1982) observou-se que a Ag, As, Bi, Co, Cr, Mn, S, Te e o W apresentam teores acima daqueles observados na média crustal. O Co e o Pb apresentam valores analíticos próximo à média crustal. Portanto, como conclusão pode ser proposto que as pilhas de rejeito provenientes da atividade mineira da Mina Bonfim está contribuindo para que elementos de reconhecida toxicidade (Ag, As, Bi, Co, Cr, S, Te, W, Co e Pb) estejam sendo liberados para o meio ambiente circundante.

Analisando os dados analíticos de cianeto total nos sedimentos de fundo de drenagem da Mina Bonfim, verificou-se que nenhuma estação apresentou valores acima do limite de detecção do método analítico adotado (0,5 mg/Kg). De acordo com os dados obtidos por O'Hearn e Kesler-Arnould para solos contaminados por atividades mineiras (ouro) e solos poluídos, observou-se que, mesmo estando abaixo do limite de detecção do método analítico adotado, os valores se encontram abaixo do valor máximo encontrado nesses solos contaminados (0,5 mg/Kg). Porém, o cianeto total tanto pode estar presente em baixos teores (<0,5 mg/Kg) como não estar mais presente, provocado pela degradação natural do cianeto (oxidação ou fotodecomposição – Linardi 1998), catalisado pelo clima quente, com baixos índices pluviométricos e alta insolação. Essa degradação gera dois produtos, o carbono e o nitrogênio, este último gera, através de uma série de reações de oxidação, o nitrato, que é um dos principais contaminantes dos corpos d'água.

Dos valores analíticos de cianeto total obtido para as pilhas de rejeito, apenas duas amostras (BP1A – 1,44 mg/Kg e BP4A – 0,83 mg/Kg de cianeto total) apresentaram valores acima do limite de detecção do método analítico adotado. Segundo os valores analíticos para as pilhas de rejeito de minerações de ouro nos Estados Unidos da América tem-se que os valores encontrados nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim não excedem os valores americanos (1,5 mg/Kg a 23 mg/Kg; White e MarkWiese 1994 *apud* Kjeldsen 1999).

Em respeito aos métodos de decomposição do cianeto nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim, nada se sabe, uma vez que não foi possível o acesso a dados oficiais da época da extração e beneficiamento (método de extração, a solução cianetada adotada). Porém, com base em dados de literatura pode-se estipular dois processos básicos de decomposição (fotodecomposição – zona superficial das pilhas e saponificação do ácido hidrocianídrico, gerando ácido fórmico e nitrato – zona interna das pilhas), ambos que ocorrem de forma natural na natureza, os quais aqueles que ocorrem na zona superficial das pilhas e aqueles que ocorrem na zona mais interna das mesmas. Os processos que ocorrem na zona superficial das pilhas está associado à volatilização da solução cianetada e à oxidação dos complexos cianetados. Na zona interna das pilhas, os processos sob condições

reduzidas predominam, tais como a formação de tiocianato e a saponificação do ácido hidrocianídrico, gerando ácido fórmico e nitrato. No entanto, não se pode afirmar se tais reações ocorreram efetivamente nas pilhas de rejeito da Mina Bonfim.

9.2 – DISCUSSÕES FINAIS

A Mina Bonfim encontra-se desativada, desde 1993, assim a concentração relativamente elevada de metais pesados e elementos tóxicos nos sedimentos de fundo das drenagens sob influência da atividade mineira, bem como a distribuição espacial dos mesmos, estão relacionadas a processos superficiais, tais como intemperismo físico e químico, erosão, transporte de sedimentos (fluviais ou eólicos) e de material em solução, além de deposição e precipitação dos mesmos, atuantes nas pilhas de rejeitos oriundas das atividades de extração e beneficiamento que ocorrem na Mina Bonfim.

Os indicadores de existência de contaminação de origem mineira nos sedimentos são os elementos que compõem a paragênese do minério (Bi, Mo e os metais pesados). Porém esses elementos não têm sempre a mesma origem, tanto podem ser provenientes da atividade mineira quanto do arcabouço geológico da área.

A situação de contaminação é agravada pela presença das pilhas de rejeito e de antigas banquetas de extração, freqüentemente encontradas na área minerada, cujo tratamento, utilização e encaminhamento devem ser bem estudados caso a caso e não se fazer indiscriminadamente o seu transporte para outros locais. As mesmas devem ser devidamente acomodadas a fim de não continuar liberando os contaminantes para a área circundante. As pilhas de rejeito são uma fonte potencial de elementos, contaminantes ou não, para o meio ambiente, agravado pelo fato de que as rochas nas pilhas de rejeito estão dispostas sob a forma de material britado, ou seja, com granulometria menor que aquelas que ocorrem naturalmente, tornando mais fácil a ação dos agentes intempéricos e lixiviantes.

Um outro problema associado é a geração da Drenagem Ácida de Mina (DAM), gerada pelos sulfetos encontrado na paragénese do minério. Porém este problema não requer cuidados mais específicos na área pelo fator climático (baixos índices pluviométricos) e pela natureza intermitente do sistema fluvial de Bonfim.

Os baixos teores ou ausência do cianeto total nas pilhas de rejeito e nos sedimentos de fundo de drenagem do sistema fluvial de Bonfim indicam que a degradação natural do cianeto foi eficiente em nove anos (1992 – 2001), porém faz-se necessário investigar a presença dos produtos secundários desta degradação natural, principalmente o nitrato, que é um potencial contaminante para os corpos d'água, sejam eles superficiais ou subterrâneos.

Por fim conclui-se que a atividade da Mina Bonfim está disponibilizando metais pesados e elementos tóxicos no sistema de drenagem que circunda a área, e esta influência pode ser observada em locais distantes da área de exploração mineral, como no caso das estações localizadas a 15Km da área de exploração.

A caracterização das situações investigadas e uma primeira avaliação da sintomatologia de possíveis conseqüências nefastas provocadas pelas atividades de exploração mineira permitiram equacionar, sugerir e avançar com propostas de medidas remediadoras para esses locais submetidos à contaminações provenientes de atividades mineiras. Assim, concretamente no que concerne à Mina Bonfim, os estudos efetuados possibilitaram a identificação de aumentos nas concentrações químicas de vários elementos, alguns dotados de notória toxicidade em termos ambientais, nos sedimentos de fundo de drenagem e dos açudes da área de influência mineira. As situações detectadas como anômalas suscitam a realização de alguns estudos - com ênfase para os de índole geotécnica - tendentes a minimizar os efeitos nefastos provocados pela influência direta da atividade mineira. Onde, para as pilhas de rejeito, dispostas indevidamente no pátio da Mina Bonfim, propõe-se a remoção e acomodação em áreas impermeabilizadas e protegidas da ação dos agentes intempéries. No caso das galerias abandonadas, as quais ainda encontram-se abertas nas imediações da Mina Bonfim, propõe-se que estas sejam fechadas com material inerte, a fim de não dispensar contaminantes

para o meio ambiente bem como para o aquífero da região da Mina Bonfim. Essas medidas propostas visam implementar um conjunto de medidas tendentes a controlar e melhorar a qualidade das águas circulantes em áreas sob influência mineira, ao mesmo tempo em que procura minimizar os impactos ambientais herdadas da atividade mineira imposta na região.

Mesmo se tratando, a Mina Bonfim, de uma mina de pequeno porte, haverá, no entanto, que assumir que se trata de uma herança deixada pela atuação de uma exploração exercida, no passado, sem grandes preocupações ambientais.

Em relação à pesquisa aqui efetuada, quer no que concerne à sua concepção, quer à forma de execução, deve ser atribuído um certo caráter de pioneirismo, já que os níveis de conhecimento técnico e científico existentes anteriormente, na área, sobre as matérias em apreço eram muito incipientes. Assim pode afirmar-se que a sua realização permitiu a aquisição de uma experiência no domínio genérico da problemática dos impactos gerados a partir do exercício da atividade mineira e que os conhecimentos e dados obtidos possa ter divulgação junto a instituições ambientais (essencialmente públicas). Em termos metodológicos, por exemplo, foi possível propor algumas recomendações para estudos subseqüentes:

- A metodologia de pesquisa, extração e beneficiamento devam ser reavaliadas, a fim de minimizar o impacto ambiental desta atividade;
- Existe a necessidade de investigar geoquimicamente os elementos poluentes, de desenvolver e/ou adaptar as técnicas analíticas com limites de detecção mais baixos;
- A interpretação geoquímica sobre o comportamento dos elementos químicos e sua distribuição, proporcionará conclusões importantes de suporte à investigação dos problemas (por exemplo, as relações da geologia e dos depósitos minerais com a intemperização das rochas e a conseqüente lixiviação, migração e redeposição dos elementos químicos);
- Estudo de novas metodologias de tratamento de minério, onde a utilização de substâncias não tóxicas ou com toxicidade baixa;

- Estudo englobando os fenômenos físicos e químicos que condicionam a concentração dos metais na fase líquida e nas frações granulométricas, com o propósito de examinar o comportamento desses metais pesados e elementos tóxicos no diferentes meios (sólido e líquido), uma vez que os fenômenos de interação mais ou menos prolongada entre fases (água/rocha), as modificações das condições redox e de pH do meio e a destruição microbiana da matéria orgânica depositada no solo podem originar a remobilização dos metais mobilizados à superfície, no decurso da percolação das águas pluviais; a modificação das características de mobilidade dos metais pesados conduz à sua dispersão e concentração nos lençóis freáticos (Oliveira *et al* 1999);
- Investigação dos metais pesados e elementos tóxicos, com ênfase a toxicidade ao ser humano.

X

Referências Bibliográficas

A

- Aggett, P.J. e Comerford, J.G. 1995. Zinc and human health. *Nutrition Reviews* 53, **9**: 16-22.
- Alloway, B.J. 1990. *Heavy Metals in Soils*. New York, John Wiley and Sons, 339p.
- Almeida, F.F.M e Hasui, Y. 1984. O pré-cambriano do Brasil. Ed. Edgard Blücher Ltda., São Paulo, Brasil, 378p.
- Almeida, F.F.M., Hasui, Y.; Brito Neves, B.B. 1976. *The upper precambrian of South America*. Bol. IG/USP, **7**:45-80.
- Almeida, F.F.M., Hasui, Y., Brito Neves, B.B.; Fuck, R.A. 1977. Províncias estruturais brasileiras. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simp. Geol. do Nordeste, **8**: 363-391.
- Almeida, H.L. 1994. *Mapeamento geológico e mineralizações auríferas em rochas calciossilicáticas de Bonfim, município de São Tomé – Área II*. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal-RN. Relatório de Graduação (Inédito). 94p mais anexos.
- Archanjo, C.J. e Salim, J. 1986. Posição na Formação Seridó no contexto estratigráfico regional (RN-PB). In: SBG/Núcleo Nordeste, Simp. Geol. Nordeste, **12**, João Pessoa, Atas, **10**:270-281.
- Archanjo, C.J. e Bouchez, J.L. 1991. Le Seridó, une chaîne trespessive dextre au Proterozoïque supérieur du Nord-Est du Brésil. *Bull. Soc. Géol. France*, **162**: 637-647.
- Åström, M. e Nylund, K. 2000. Impact of historical metalworks on the concentrations of major trace elements in sediments: a case study in finland. *Applied Geochemistry*, **15**: 807-817.
- ATSDR 1997. *ARSDR's Toxicological profiles* In: CD ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service. CRC Publishers.

B

- Baird, C. 1998. *Environmental Chemistry*. New York, W.H. Freeman and Company, 557p e anexos.
- Barbalho, A.H.P. 1992. *Geologia da área da Serra do Feiticeiro e Riacho do Bonfim a sudeste de Lages-RN*. Departamento de Geologia, UFRN, Natal, Relatório de Graduação, 132p.
- Barbosa, A. C. e Braga, A.P.G. 1974. *Projeto leste da Paraíba e Rio Grande do Norte*, DNPM/CPRM. Recife, relatório final.
- Bernard, A.M., Vyskocil, A., Kriz, J., Kodl, M.; Lauwerys, R. 1995. Renal effects of children living in the vicinity of a lead smelter. *Environmental Research*, **68**: 91-95.
- Brandvold, L. e McLemore, V.T. 1998. A study of the analytical variation of sampling and analysis of stream-sediments from areas contaminated by mining and milling. *Journal of Geochemical Exploration*, **64**: 185-196.
- Bretherick, L. 1981. *Hazard in the Chemical Laboratory*. 3rd Ed., The Royal Society of Chemistry, Londres. Oxford, Alden Press, 604p.

- Brito Neves, B.B. 1975. *Regionalização geotectônica do Precambriano nordestino*. Inst. De Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Tese de Doutorado, 198p.
- Brito Neves, B.B. 1983. *O mapa geológico do Nordeste Oriental do Brasil, escala 1/1.000.000*. Inst. de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Tese de Livre Docência, 177p.
- Brito Neves, B.B.; Van Schumus, W.R.; Hackspacher, P.; Santos, E.J., 1995. Geocronologia da Borborema: os fatos e as questões abertas. In: Simp. Geol. do Nordeste, 16. Recife, **2**:410-413.
- Brito Neves, B.B., Van Schumus, W.R., Santos, E.J., Campos Neto, M.C., Kozuch, M., 1996. O evento Cariris Velhos na Província Borborema: integração de dados, perspectivas e implicações. In: SBG/ Núcleo Bahia, Congresso Brasileiro de Geologia, 39, Faixas Móveis Proterozóicas, Salvador, p.19-22.
- Brito Neves, B.B., Santos, E.J. dos; Van Schmus, W.R. 2000. Tectonic history of the Borborema Province, Northeastern Brazil. *In*: Cordani, U.G; Milani, E.J.; Thomaz Filho, A; Campos, D.A. (ed) *Tectonic evolution of South America*, p-151-182. Rio de Janeiro- Brasil.
- Bryan, G.W. e Langston, W.J. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*, **76**: 89-131.

C

- Caby, R. 1985. New geodynamic concepts regarding the crustal evolution of the Brazil. In: *BMR Record, Abstr. Tectonic geochem. Early to Mid Proterozoic fold belts*, **28**.
- Caby, R. 1989. Precambrian terrain of Benin-Nigerian and northeast Brazil and late Proterozoic Atlantic fit. *Geol. Soc. Am. Sp.*, **230**: 145-158.
- Caby, R.; Sial, A.N.; Arthaud, M.H.; Vauchez, A. 1991. Crustal evolution and the brasiliano orogeny in northeast from Brazil. In: R.D. Dallameyer and Lecorche, J.P. (eds). *The west african orogens and circum atlantic correlatives*. Springer verlag. 373-397.
- Carneiro Filho, J.A. 1994. *Mapeamento geológico e mineralizações auríferas em rochas calciossilicáticas do município de São Tomé – Área II*. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal-RN. Relatório de Graduação (Inédito). 72p mais anexos.
- CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental 2001. *Parâmetros de qualidade dos rios*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo. 4p. Publicado em 20/08/2002 em www.cetesb.sp.gov.br.
- CONAMA 1986. Lei, decretos etc. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução no. 20 de 18/06/1986. In: Diário Oficial da União, Brasília, 30 de julho de 1986, p. II 356.
- Conceição, M.; Manzatto, C.V.; Araújo, W.S. de; Martin Neto, L.; Saab, S.C.; Cunha, T.J.F.; Feixo, A.A. 1999. Estudo comparativo de métodos de determinação do teor de matéria orgânica em solos orgânicos do estado do Rio de Janeiro. Pesquisa em andamento. EMBRAPA Solos n.3. agosto 2p. 5p.
- Constantino, J.M. 1984. As crianças após o esforço devem ou não beber água? In: Horizonte, 1, nº 4.

- Cooper, D.C. e Thornton, I. 1994. Drainage Geochemistry in Contaminated Terrains. In: Hale, M. e Plant, J.A. Handbook of Exploration Geochemistry, 6, Elsevier Science 4:111-144, 13:447-497.
- CPRM (Serviço Geológico do Brasil) 1971. Relatório Final – Projeto Bonfim. Relatório No 0401. 9p mais anexos.
- Crandall, R. 1910. Geografia, geologia, suprimento d'água, transporte e açudagem nos estados orientais do NE do Brasil, CE, RN, PB. IFOES, Publicação, 4. Série I:137p.

D

- Dantas, E.L. 1997. Geocronologia U/Pb e Sm/Nd de terrenos arqueanos e paleoproterozóicos do Maciço Caldas Brandão, NE Brasil. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 272p. Inédita.
- Dantas, E.L.; Hackpacher, P.C.; Kawashita, K.; Lafon, J.M. 1991. Datações Rb-Sr nas ortoderivadas dos Grupos São Vicente/Caicó – Província Borborema. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 14, Recife: Atas, 248–252.
- Dantas, E.L., Cordani, U.; Van Schumus, W.R.; Hackpacher, P.C.; Brito Neves, B.B.; Nutman, A.P. 1995. Terrenos Arqueanos e Paleoproterozóicos do Maciço Caldas Brandão na Província Borborema. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 16, Recife, Boletim **14**:319-342.
- Dantas, E.L., Hackpacher, P.C., Van Schumus, W.R.; Brito Neves, B.B. 1997. Arcabouço crono-estratigráfico do Maciço Caldas Brandão - RN - Província Borborema – NE do Brasil. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simp. Geol. NE, 17, Fortaleza, **15**: 20-23.
- Dantas, E.L.; Hackpacher, P.C.; Van Shumus, W.R.; Brito Neves, B.B. 1998. Archean accretion in the São José do Campestre Massif, Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Geociências*, **28** (2), 221-228.
- DOCEGEO 1996. *Avaliação do Potencial aurífero do Prospecto Bonfim*. DOCEGEO, Distrito Leste, Salvador. 27 p. e anexos.
- Donahoe, R.J. e Chongxuan L. 1998. Porewater geochemistry near the sediment-water interface of a zoned, freshwater wetland in the southeastern United States. *Environment Geology*, **33**:143-153.

E

- Ebert, H. 1969. *Geologia do Alto Seridó: nota explicativa da folha geológica de Currais Novos*. SUDENE, Div. Geol. Ser. Geologia Regional, **11**:120p.
- Einaudi, M.T., Meinert, L.D.; Newberry, R.J. 1981. Skarns deposits. *Economic Geology. 75th Anniversary* :317-391.
- Einaudi, M.T e Burt, D.M. 1982. Introduction: terminology, classification, and composition of skarns deposits. *Economy Geology 75th anniversary*: 317-319.

F

- Fenzl, N. 1986. *Introdução a Geoquímica*. Belém, UFPA, 189p.
- Figueiredo, B.R. 2000. *Minérios e ambiente*. 1ª ed. Campinas – SP, Editora da UNICAMP, 401p.
- Fuller, W.H. 1994. Cyanide in the environment with particular attention to the soil. In: *Conference on Cyanide and the Environment*. Geotechnical Engineering Program, Colorado State University, Fort Collins, p.19.
- Fyfe, W. S. 1996. Trace metals: The good, the bad and the ugly (abstract). *Geologist Assoc. Can. Mineralogis Assoc. Can. Program. Abstract*, **21**:A18.

G

- Galindo, A.C.; Dall'Agnol, R.; McReath, I.; Scheller, T. 1991. Granitóide Tourão: um batólito subalcalino brasileiro no oeste do Rio Grande do Norte. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 14. Boletim de Resumos: 160-163.
- Galindo, A.C.; Dall'Agnol, R.; McReath, I.; Lafon, J.M. 1993. Geocronologia dos granitóides brasileiros da região de Caraúbas-Umarizal, oeste do Rio Grande do Norte. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 15, Boletim de Resumos: 325-328.
- Gliese, R. 1997. *Simulação de processos cip e cil empregando balanço populacional do carregamento de ouro no carvão ativado*. Programa de Pós-Graduação e Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais (PPGEM), UFRGS, Porto Alegre-RS, Dissertação de Mestrado. 200p mais anexos.
- Godinho, M.M. 1982 *Relação entre recursos e abundância de elementos químicos na crosta continental*. Instituto Nacional de Investigação Científica. Centro de Geociências da Universidade de Coimbra. 58p.
- Govett, G.J.S. 1983. *Rock Geochemistry in Mineral Exploration*. Elsevier, Amsterdam, 461p.
- Goyer, R.A. 1993. Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* **100**:177-187.
- Goyer, R.A. 1996. Toxic effects of metals. In Klaassen, C.D. (Ed) *Casarett & Doull's Toxicology, The Basic Science of Poisons*, 5th Ed. McGraw-Hill Health Professions Division, New York, 1275p.
- Granato, M. 1995. *Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos*. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 39p. (Série Tecnologia Ambiental 5).
- Greenwood, N.N. e Earnshaw, A. 1989. *Chemistry of the Elements*. Oxford, Pergamon Press, Maxwell MacMillan International Editions, 1507p.
- Guthrie, G.D. Jr. 1992. Biological effects of inhaled minerals. *Am Mineral* **77**:225-243.

H

- Pereira, L.B.F. 2003 Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).
Dissertação de Mestrado

- Hackspacher, P.C. e Martins Sá, J. 1984. Critério lito-estrutural para diferenciação do embasamento Caicó do Grupo Seridó, RN-Brasil. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 11. Natal. *Atas*, 263-277.
- Hackspacher, P.C.; Macambira, M.; McReath, I.; Scheller, T. 1987. Tectono-magmatic evolution of the Taipu-Cardoso polydiapiric granitoid bodies, Rio Grande do Norte, In: Brazil. International Symp. Granites Assoc. Mineraliz., *Extra. Abstract Volume*, 91-95.
- Hackspacher, P.C.; Van Shumus, W.R. e Dantas, E.L. 1990. Um embasamento transamazônico na Província Borborema. In: SGB (Núcleo Nordeste), Congresso Brasileiro de Geologia, Natal, *Boletim de Resumos*, 306.
- Hammarstrom, J.M., Kotlyar, B.B., Theodore, T.G., Elliott, J.E., John, D.A., Doebrich, J.L., Nash, J.T., Carlson, R.R., Lee, G.K., Livo, K.E e Klein, D.P. 1995. Cu, Au, and Zn-Pb Skarn Deposits. In: *Du Bray, E.A. (ed). Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models*. USGS, open-file report, 95-831.
- Harrison, R.M. e Mota S.J. 1996. Introductory chemistry for the environmental sciences. 2nd ed. *Environmental Chemistry Series v. 7*, Cambridge University Press, 373p
- Huheey, J.E., Keiter, E.A., Keiter, R.L. 1993. *Inorganic Chemistry – Principles of Structure and Reactivity*. 4th ed, New York, Harper Collins College Publishers, 964p.

I

- IARC 1998. Cadmium and certain cadmium compounds. In: *IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Chemicals, industrial processes and industries associated with cancer in humans*. IARC monographs, Vol. 1 a 29.
- Ingles, J. C. e Scott, J. S. 1981. Overview of cyanide treatment methods. In: *Cyanide and Gold Seminar*, Jan., Ottawa, Canada.

J

- Jardim de Sá, E.F. 1978. Revisão preliminar sobre a “Faixa Dobrada Seridó” e eventuais correlatos no Nordeste. In: *Revista de Ciências, UFRN*, 1: 77-83.
- Jardim de Sá, E.F. 1984. A evolução proterozóica da Província Borborema. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste. 11, *Atas*: 297-316.
- Jardim de Sá, E.F. 1994. *A Faixa Seridó (Província Borborema, NE do Brasil) e o seu significado geodinâmico na Cadeia Brasileira/Pan-Africana*. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília Tese de Doutorado, 803p.

- Jardim de Sá, E.F. e Salim, J. 1980. Reavaliação dos conceitos estratigráficos na região do Seridó (RN-PB). *Miner. Metal.*, **80**: 16-28
- Jardim de Sá, E.F., Legrand, J.M.; McReath, I. 1981. Estratigrafia de rochas granitóides na região do Seridó (RN-PB), com base em critérios estruturais. *Revista Brasileira de Geociências*, **11** (1):50-57.
- Jardim de Sá, E.F., Legrand, J.M.; Galindo, A.C. e Hackspacher, P.C. 1986. Granitogênese brasileira no Seridó: o maciço de Acari (RN). *Revista Brasileira de Geociências*, **16**: 96-105.
- Jardim de Sá, E.F., Legrand, J.M.; McReath, I.; Galindo, A.C., Sá, J.M. 1987. Proterozóic granitoids in a polycycliv setting: The Seridó region, NE Brazil. *In: Int. Symp. Granites assoc. Min.*, Salvador/BA, Ext. abstr., **1**:103-110.
- Jardim de Sá, E.F., Macedo, M.H.F.; Torres, H.H.F.; Kawashita, K. 1988. Geochronology of metaplutonics and the evolution of supracrustal belts in the Borborema Province, NE Brazil. *In: 7º Congresso Latino-americano de Geologia, Anais*: 49-62.
- Jardim de Sá, E.F.; Macedo, M.H.; Fuck, R.A.; Kawashita, K.; Peucat, J.J.; Souza, Z.S. 1995. Deformação Paleoproterozóica da Faixa Seridó nordeste do Brasil. Novos dados geocronológicos. *In: Simpósio de Geologia do Nordeste*, 16. Recife – PE. V.1: 143-146.

K

- Kautzmann, R.M. 1996. *Caracterização tecnológica do minério aurífero de Riacho dos Machados - MG para fins de cianetação e estudo da utilização de agentes oxidantes na lixiviação*. Programa de Pós-Graduação e Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais (PPGEM), UFRGS, Porto Alegre-RS, Dissertação de Mestrado, 118p.
- Kampf, N. e Schneider, P. 1989. Caracterização de solos orgânicos do Rio Grande do Sul: propriedades morfológicas e físicas como subsídios à classificação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas. **v.3**:227-236.
- Kesler, S.E. 1994. *Mineral Resources, Economics and the Environment*. New York, MacMillan College Publishing Company, 391p.
- Kimbrough D.E.; Cohen Y.; Winer A.M.; Creelman L.; Mabuni C. 1999. A critical assessment of chromium in the Environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**, 1:1-46.
- Kjeldsen, P. 1999. Behaviour of cyanide in soil and groundwater: a review. *Water, Air and soil Pollution*, **115**: 279-307.
- Knowles, C.J. e Wyatt, J.M. 1992. The degradation of cyanides end nitriles. *In: Fry, J.C; Gradd, G.M; Hebert, R.A; Jones, C.W e Watson-Craik, I.A. (eds.), Microbial Control of Pollution*, Cambridge University Press. Cambridge, 113p.

Kralik, M. 1999. A rapid procedure for environmental sampling and evaluation of polluted sediments. *Applied Geochemistry*, **14**: 807-816 (Pergamon).

L

Lagerwerff, J. V. 1977. Lead, mercury and cadmium as environmental contaminants. *In*: Dinauer, R.C. (ed.). *Micronutrients in agriculture. Madison: Soil Science Society of America*, 593-628.

Laroque, A.C.L. e Rasmussen, P.E. 1998. An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, **33**: 85-91.

Legrand, J.M.; Deutsch e S.; Souza, L.C. 1991a. Datação U-Pb e granitogênese do Maciço de Acari (RN). *In*: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 15, Recife, Boletim **12**:172-174.

Legrand, J.M.; Liégeois, J.P. e Deutsch, S. 1991b. Datação U-Pb e Rb-Sr das rochas precambrianas da região de Caicó. Reavaliação da definição de um embasamento arqueano. *In*: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 15, Recife. *Boletim 12*: 276-279.

Legrand, J.M.; Luiz Silva, W.; Souza, L.C. 1995. Os micaxistos da Formação Seridó: um único evento progressivo do Ciclo Brasileiro. *In*: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 15, Recife. *Boletim 1*:361-366.

Legrand, J.M.; Dantas, E.L. e Liégeois, J.P. 1997. Definição e caracterização do embasamento da porção oeste da Faixa Seridó (Província Borborema, NE-Brasil). *In*: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 17, Fortaleza, *Anais* 50-55.

Leite, P.B.R.; Bertrand, J.M.; Lima, E.S., Leterrier, J., 1996. Dados preliminares de idades U-Pb em zircão para granitóides da faixa de dobramentos Pajeú-Paraíba, NE do Brasil. *In*: CBG Faixas Móveis Proterozóicas, 39. Salvador. *Anais do CBG*: 129-132.

Lima, E.S. 1987. Evolução termo-barométrica das rochas metapelíticas da região do Seridó. Nordeste brasileiro. *Rev. Bras. Geociências* **17**, 315-323.

Linardi, V.R. 1998. Degradação biológica de cianetos: a importância do desenvolvimento de tecnologia para obtenção de um tratamento biológico. *Revista de Biotecnologia*, **4**: 44-45.

M

Macedo, M.H.F.; Jardim de Sá, E.F.; Sá, J.M. 1984. Datações Rb-Sr em ortognaisses e a idade do Grupo Seridó. *In*: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste, 11. Natal. *Atas*: 253-262.

Manahan, S.E. 1994. *Environmental Chemistry*. 6th Edition, Lewis Publishers, Boston, Massachusetts. 811p.

Mance G. e Yates, J. 1984. Proposed Environmental Quality Standards for list II substances in water - Zinc, Technical Report TR 209, WRc, Medmenham.

Manly, B.F.J. 1986. *Multivariate Statistical Methods: A Primer*. London, Chapman and Hall. 159p.

Pereira, L.B.F. 2003 Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).
Dissertação de Mestrado

- Mantei, E.J. e Sappington, E.J. 1994. Heavy metal concentrations in sediments of streams affected by a sanitary landfill: a comparison of metal enrichment in two size sediment fractions. *Environmental Geology*, Springer-Verlag, 24: 287-292.
- Maranhão, R,J,L. 1982. Introdução à Pesquisa Mineral. Fortaleza, BNB, ETENE. 680p.
- Marsden, J. e House, I. 1992. *The Chemistry of Gold Extraction*. Chichester, England, Ellis Horwood Ltd., 595p.
- Mason, B. e Moore, C.B. 1982. *Principle of Geochemistry*. 4th ed. John Wiley & Sons Publishing. Toronto. 344p.
- McMurry, J.; Long, L.E.; Sial, A.N. 1987a. Petrology and isotope systematics of magma mushes: some porphyritic granitoids of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Geociências*, **17**:473-480.
- McMurry, J.; Long, L.E.; Sial, A.N. 1987b. Evolution of a heterogeneous, continentally derived granite: Dona Inês pluton, northeastern Brazil. *Journal Geol.*, **95**:107-117.
- Meinert, L.D. 1988. Gold in Skarn deposits – a preliminar overview. *In*: Zachrisson, E.E. (ed). *Proc. 7th Quadrennial IAGOD Symposium, Lulea, Sweden*. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 363-374.
- Meinert, L.D., 1992, Skarns and skarn deposits. *Geoscience Canada*, **19**: 145-162.
- Mining Magazine 1994, *Minera Bismark*, p.195-201.
- Ministry of Social Affairs and Health 1994. *SAMASE project; final report*. Ympäristönsuojeluosasto 5 (em inglês).
- Mukherjee, A.B. 1998. Chromium in the environment of Finland. *The Science of the Total Environment* **217**: 9-19.
- Murray, K.S. 1996. Statistical Comparisons of heavy metal concentrations in river sediments. *Environmental Geology*, **27**: 54-58.

N

- Nascimento M. A. L.; Antunes A. F.; Galindo A. C.; Jardim de Sá E. F.; Souza Z. S. 2000. Geochemical signature of the Brasiliano-age Plutonism in the Seridó Belt, Northeastern Borborema Province (NE Brazil). *Revista Brasileira de Geociências*, **30**, 1:161-164.

O

- Oliveira, T. S. de; Costa, L. M. Da; Cruz, C. D.; Horn, H. A. 1999. *Metais pesados como indicadores de materiais de origem em uma topolitosequência do triângulo mineiro, estado de minas gerais*. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.34, n.8, p.1451-1465.

P

- Palanques, A. 1994. Distribution and heavy metal pollution of the suspended particulate matter on the Barcelona continental shelf (North-Western Mediterranean). *Environmental Pollution* 85: 205-215.
- Palanques, A.; Diaz, J.I.; Farran, M. 1995. Contamination of heavy metals in the suspended and surface sediment of the Gulf of Cadiz (Spain): the role of sources, currents, pathways and sinks. *Oceanológica Acta*, **18**, no. 4, 469-477.
- Paganini, W.S. 1997. *Disposição de esgotos ao solo (escoamento à superfície)*. 2ªed. São Paulo, Fundo Editorial da AESABESP, 221p.
- Parish, R.V. 1977. *The Metallic Elements*. New York, Longman Inc., 254p.
- Pessoa, D.A.R. 1976. *Padrão geocronológico policíclico do Complexo São Vicente (RN)*. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, Dissertação de mestrado, 63p.
- Pirkle, J.L.; Kaufman, R.B.; Brody, D.J., Hickman, T.; Gunter, E.W.; Paschal, D.C. 1998. Exposure of the U.S. population to lead, 1991-1994. *Environmental Health Perspectives* 106, **11**: 745-750.
- Plumlee, G.S. 1999. The environmental geology of mineral deposits. *In: Plumlee, G.S e Logsdon, M.J. (Eds). The environmental geochemistry of mineral deposits, Parte A. Processes, techniques, and health issues*. Society of economic geologist, Reviews in economic geology. V. 6A: 229-248.
- Prates, M; Gatto, L.C.S.; Costa, M.I.P 1981. *Projeto RADAMBRASIL*, vol. **23**: 735p.

R

- Rule, J. 1986. Assesment of trace elements geochemistry of Hampton Roads Harbor and Lower Chesapeake Bay area sediments. *Environmental Geology*, **8**: 209-219.

S

- Salim, J. 1993. *Géologie, pétrologie et géochimie des skarns à scheelite de la Mine Brejuí, Currais Novos, Region du Seridó, NE du Brésil*. Université Catholique de Louvain, Belgique, Tese de doutoramento, 272p.
- Salomons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*, **52**: 5-23.
- Salomons, W. e U. Förstner. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag: 349 pp.
- Sangameshwar, S.R. e Barnes, H.L. 1983. Supergene processes in zinc-lead-silver sulfide ores in carbonates. *Economic Geology*, **8**: 1373-1397.
- Santos, E.J. e Brito Neves, B.B. 1984. Província Borborema. *In: Almeida, F.F-M e Hasuy, Y. (eds) O Pré-Cambriano do Brasil*, São Paulo, 123-186.

- Sauve, S., McBride, M.B. e Hendershot, W.H. 1997. Speciation of lead in contaminated soils. *Environmental Pollution* 98, 2: 149-155.
- Sawyer C.N; McCarty, P.L.; Parkin, G.F. 1994. *Chemistry for environmental engineering*. 4th ed. New York, McGraw-Hill, 658p.
- Sharpe, A.G. 1992. *Inorganic Chemistry*. 3rd ed. New York, Longman Scientific & Technical, 546p.
- Sheppard, S. C. 1998. Geophagy: who eats soil and where do the possible contaminants go?. *Environmental Geology*, 33:109-114.
- Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Llobet, J.M., e Corbella, J. 1995. Variations of heavy metals in water, sediments and biota from the delta of the Ebro River, Spain. *Journal of Environmental Science and Health*, A30 (6), 1361-1372.
- Sillitoe, R.H. 1993. Intrusion – related gold deposits. In: Foster, R.P. (ed). *Gold Metallogeny and Exploration*. Londres – Inglaterra. Chapman & Hall press. 432p.
- Smith, A.C.S. e Mudder, T.I. 1999. The Environmental geochemistry of Cyanide. In: Plumlee, G.S e Logsdon, M.J. (eds). *The environmental geochemistry of mineral deposits, Parte A. Processes, techniques, and health issues*. Society of economic geologist, Reviews in economic geology. 6A: 229-248.
- Smith, K. S. e Huyck, H. L. O. 1999. An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. In: Plumlee, G.S e Logsdon, M.J. (eds). *The environmental geochemistry of mineral deposits, Parte A. Processes, techniques, and health issues*. Society of economic geologist, Reviews in economic geology. 6A: 29-70.
- Souza Neto, J.A. 1999. *Genesis of the Bonfim and Itajubatiba gold skarn deposits, Northeastern Brazil: a study based on isotopes, trace elements and fluid inclusions*. Université Catholique de Louvain, Bélgica, Tese de Doutorado, 240p+anexos.
- Souza Neto, J.A. 2000. Geoavailability of environmental elements in the Bonfim W-Au (Bi-Te) Deposit, Rio Grande do Norte State, northeastern Brazil. In: SBG/Núcleo Nordeste, Simpósio de Geologia do Nordeste. 18, Recife-PE, *Boletim de Resumos* 16: 56.
- Souza Neto, J.A. 2001. Environmental elements in the Bonfim W-Au(Bi-Te) deposit, NE Brazil. In: Piestrznski *et al.* (eds). *Mineral Deposits at the Beginning of the 21st Century*. Swets & Zaitlinger Publishers Lisse: 1047-1050.
- Stephenson, A.; Labunska, I.; Stringer, R. 1998. *Análise de sedimentos fluviais coletados a montante e a jusante da indústria química solvay-indupa, rio grande da serra, São Paulo, Brasil*. Laboratórios de Pesquisa Greenpeace, Universidade de Exeter, Reino Unido. Nota técnica GLR 09/98. Outubro. 27p.

I

- Torrey, C.E.; Karjalainen, H.; Joyce, P.J., Erceg, M.; Stevens, M. 1986. Geology and mineralization of the Red Dome (Mungana) gold skarn deposit, north Queensland, Australia. In: MacDonald, A.J (ed). *Proc. Gold'86 Symposium*. Toronto, 504-517.

Pereira, L.B.F. 2003 Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).
Dissertação de Mestrado

Trindade, R. B. E. 1994. *Tiouréia e bromo como lixiviantes alternativos à cianetação de ouro*. CETEM/CNPq/ Rio de Janeiro. 42p (Série Tecnologia Mineral, 67).

U

USPHS 1997. *Toxicological profile for zinc on CD-ROM*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service.

USPHS 1998. *8th Report on Carcinogens Summary*. U.S. Public Health Service.

V

Van Schmus, W.R.; Brito Neves, B.B.; Hackspacher, P.C.; Babinsky, M.; Fetter, A.H.; Dantas, E.L. 1995a. Neoproterozoic and late mesoproterozoic sedimentary and volcanics sequences in the Borborema Province, NE Brazil. *In: SBG/Núcleo Nordeste, Simp. Geol. Nordeste, 14. Recife-PE, Atas, Boletim 14 (2), 391-393.*

Van Schmus, W.R.; Brito Neves, B.B.; Hackspacher, P.C. e Babinsky, M. 1995b. U/Pb and Sm/Nd geochronologic studies of the Eastern Borborema Province, Northeastern Brazil: initial conclusions. *Journal of South America Earth Sciences*. 1-22.

Van Schmus, W.R.; Dantas, E.L.; Fetter, A.; Brito Neves, B.B.; Hackspacher, P. e Babinsky, M., 1996. Neoproterozoic age for Seridó Group, NE Borborema Province, Brazil. *In: CBG, Faixas Móveis Proterozóicas, 39. Salvador, Anais do CBG. p.152-155.*

W

WHO (World Health Organization) 1992. *Cadmium. Environmental Health Criteria 135*. Publicado em <http://www.who.int/dsa/cat98/zehc.htm>.

WHO (World Health Organization) 1993. *Guidelines for drinking water quality. Volume 1: Recommendations*. Publicado em <http://www.who.int/dsa/cat98/zehc.htm>.

WHO (World Health Organization) 1997. *Aluminium. Environmental Health Criteria, Nº 194*. Publicado em <http://www.who.int>.

WHO (World Health Organization) 1998. *Guidelines for drinking-water quality, Addendum to Vol. 2 – Health Criteria and other supporting information*. 2nd ed. Geneva. Publicado em <http://www.who.int>.

Winge, M.; Alvarenga, C.J.M.; Pimentel, M.M.; Boggiani, P.C.; d'Ávila, R,S.F. 2001. *Glossário Geológico*. Publicado na Internet em <http://www.unb.br/ig/glossario/>.

Z

Pereira, L.B.F. 2003 Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).
Dissertação de Mestrado

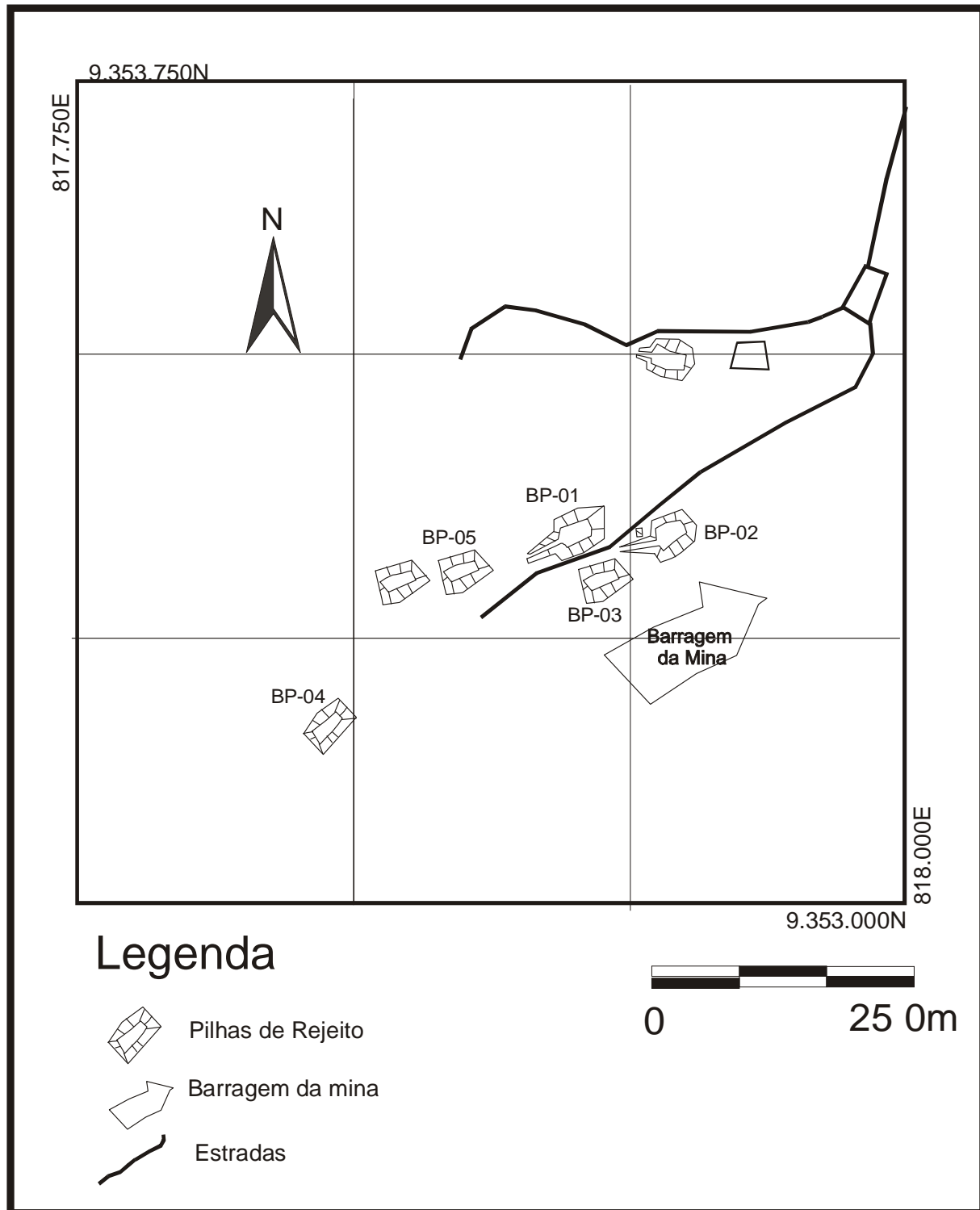
Zampieri, S. L. e Verdinelli, M. A. 2000. Análise do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do Estado de Santa Catarina usando Estatística Multivariada. In: COBRAC Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário – UFSC Florianópolis · 15 a 19 de Outubro 2000 CD-ROM.

Pereira, L.B.F. 2003 Distribuição de Metais Pesados e Cianeto Total nos Sedimentos de Drenagem e Pilha de Rejeito na Área da Mina Bonfim, Município de Lajes (RN).
Dissertação de Mestrado

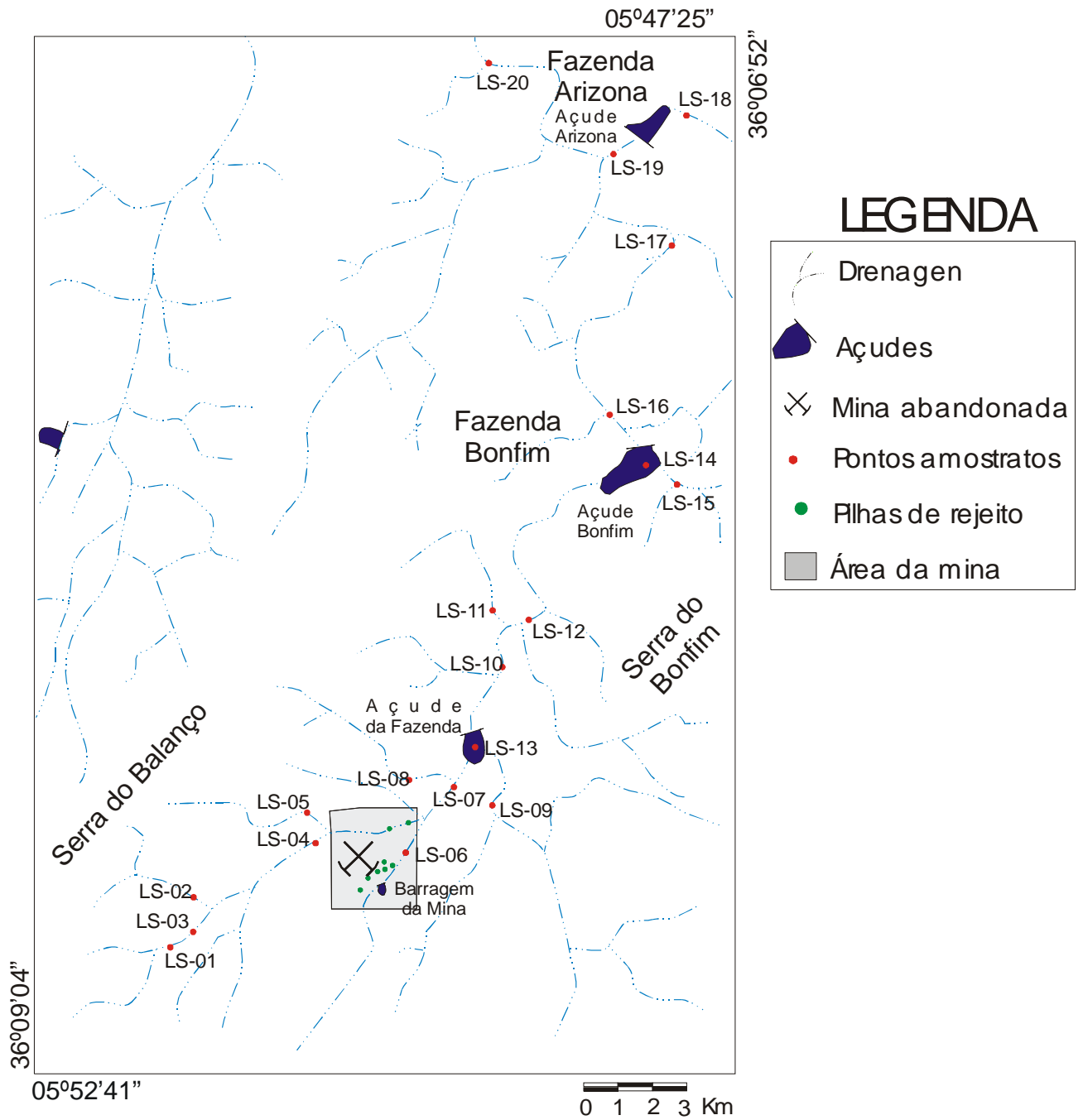
Anexo I



Mapa das Pilhas de Rejeito



Anexo II



Anexo III

Anexo III - Resultados analíticos obtidos para as amostras de sedimento de fundo (Dados em ppm, exceto Al, S e Ti, em %).

Amostra	Ag	Al (%)	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Nb
LS-01	<LD	3,09	8,8	0,4	<LD	28	224	40	3,41	884	1	7
LS-02	<LD	2	<LD	0,7	<LD	16	144	16	2,18	413	<LD	4
LS-03	<LD	2,69	1,3	0,3	<LD	21	174	22	2,8	1313	1	4
LS-04	0,2	3,03	4,5	7	<LD	25	297	42	4,56	2392	1	4
LS-05	<LD	3,41	2,1	7,9	<LD	18	159	33	4,29	1691	1	5
LS-06	<LD	5,02	<LD	>LD	<LD	28	145	47	5,78	851	16	5
LS-07	<LD	3,98	2,8	>LD	0,2	24	158	39	4,59	943	11	5
LS-08	<LD	4,41	<LD	2,3	<LD	28	131	44	5,75	900	<LD	7
LS-09	<LD	2,88	<LD	1,4	<LD	19	90	18	3,33	836	<LD	9
LS-10	<LD	4,02	1,6	>LD	<LD	25	163	33	4,72	1540	2	6
LS-11	<LD	4,27	1,6	22,4	<LD	38	493	69	5,7	731	<LD	4
LS-12	<LD	3,75	2	>LD	<LD	25	201	38	4,89	1951	2	5
LS-13	<LD	5,33	1,8	>LD	0,2	30	198	55	6,31	886	11	5
LS-14	<LD	4,92	1,7	>LD	<LD	33	260	59	5,98	1535	4	7
LS-15	<LD	3,25	<LD	1	<LD	21	108	28	3,87	805	<LD	8
LS-16	<LD	3,48	<LD	1,7	<LD	24	153	34	4,08	1057	<LD	6
LS-17	<LD	4,08	<LD	4,6	<LD	27	124	38	4,86	1062	<LD	7
LS-18	<LD	4,37	<LD	<LD	<LD	27	130	39	5,21	604	<LD	8
LS-19	<LD	3,63	<LD	0,4	<LD	26	120	35	4,69	2392	<LD	5
LS-20	<LD	4	6,8	1,3	<LD	39	328	76	5,85	1317	<LD	6
LS-60 (Dupl LS10)	<LD	4,05	1,5	>LD	<LD	24	160	32	4,67	1786	2	6
LS-66 (Dupl LS16)	<LD	3,38	<LD	1,6	<LD	24	158	35	4,14	1053	<LD	6
LS-70 (Dupl LS 20)	<LD	3,95	6,5	1,4	<LD	39	324	75	5,73	1300	<LD	6

Anexo III- Continuação.

Amostra	Ni	Pb	S (%)	Se	Sn	Te	Ti (%)	V	W	Zn	Zr
LS-01	103	8	0,06	0,4	<LD	<LD	0,144	56	<LD	50	3
LS-02	57	4	0,03	0,4	<LD	<LD	0,066	29	<LD	34	3
LS-03	91	4	0,02	0,2	<LD	<LD	0,077	35	<LD	28	4
LS-04	106	4	0,02	0,3	<LD	0,1	0,093	60	<LD	37	7
LS-05	77	7	0,05	0,2	<LD	0,1	0,085	50	<LD	77	5
LS-06	73	9	0,02	0,6	<LD	4,5	0,195	130	353	105	9
LS-07	73	6	0,03	0,4	<LD	5,3	0,135	92	612	78	6
LS-08	74	10	0,04	0,2	<LD	0,1	0,205	139	<LD	113	8
LS-09	49	11	0,05	0,5	<LD	<LD	0,114	44	<LD	70	3
LS-10	87	12	0,04	0,4	<LD	0,7	0,084	73	41	82	6
LS-11	208	8	0,02	0,4	<LD	0,3	0,151	91	<LD	48	13
LS-12	96	8	0,02	0,6	<LD	1,4	0,081	72	63	71	7
LS-13	97	9	0,03	0,8	<LD	10,8	0,197	133	341	119	9
LS-14	126	10	0,05	0,5	<LD	2,6	0,169	109	96	109	8
LS-15	61	11	0,06	0,4	<LD	<LD	0,106	66	-20	87	4
LS-16	79	9	0,02	0,1	<LD	0,1	0,158	77	<LD	87	5
LS-17	68	9	0,04	0,1	<LD	<LD	0,241	118	<LD	110	7
LS-18	70	10	0,05	0,3	<LD	<LD	0,226	124	<LD	118	7
LS-19	63	10	0,06	0,4	<LD	<LD	0,155	108	<LD	101	5
LS-20	138	8	0,02	0,3	<LD	<LD	0,253	110	<LD	69	6
LS-60 (Dupl LS10)	86	12	0,04	0,5	<LD	0,6	0,089	73	39	82	6
LS-66 (Dupl LS16)	80	9	0,02	0,2	<LD	<LD	0,159	77	<LD	90	5
LS-70 (Dupl LS 20)	138	7	0,02	0,3	<LD	<LD	0,243	109	<LD	69	6

<LD: abaixo do limite de detecção do método analítico adotado; >LD: acima do limite de detecção do método analítico adotado.

Anexo IV

Anexo IV - Resultados analíticos obtidos para as pilhas de rejeito (Dados em ppm, exceto Al, S e Ti, em %).

Amostra	Ag	Al (%)	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	FeTot	Mn	Mo
BP1A	<LD	5,07	<LD	558	<LD	21	80	23	3,29	1568	28
BP1C	1,1	5,44	9	683	<LD	19	76	30	3,4	1347	29
BP3A	0,7	4,82	<LD	584	<LD	16	62	19	3,19	1583	24
BP3C	<LD	5,47	7	749	<LD	23	70	31	3,51	1831	22
BP4A	<LD	5,22	<LD	463	<LD	17	65	20	2,9	1210	24
BP4B	0,7	4,71	<LD	656	<LD	16	51	18	3,02	1558	23
BP5A	0,5	5	<LD	600	<LD	20	53	17	2,8	1395	23
BP5C	0,7	5,4	8	525	<LD	19	76	28	3,36	1360	14

Amostra	Nb	Ni	Pb	S (%)	Sn	Te	Ti (%)	V	W	Zn	Zr
BP1A	11	61	8	0,066	<LD	18,6	0,22	56	1496	61	37
BP1C	9	55	6	0,067	<LD	16,5	0,21	59	1806	70	33
BP3A	8	52	7	0,073	<LD	19,1	0,19	55	1936	57	38
BP3C	10	72	10	0,063	<LD	20,4	0,23	59	1393	58	35
BP4A	8	45	8	0,055	<LD	15,4	0,21	53	1467	50	43
BP4B	6	50	<LD	0,081	<LD	21,4	0,19	49	1337	51	34
BP5A	9	42	5	0,065	<LD	18,8	0,19	47	1506	46	38
BP5C	7	56	13	0,056	<LD	13,3	0,23	59	1850	65	45

<LD: abaixo do limite de detecção do método analítico adotado.

Anexo V

Anexo V– Sumário dos resultados analíticos em sedimento de drenagem das 20 estações amostradas na área sob influência da Mina Bonfim. Nessa tabela estão incluídos a composição dos folhelhos (faixa de teores e média aritmética, segundo Manson e Moore 1982 e Govvet 1983), os dados analíticos obtidos para as estações amostradas, o número de violações (número de estações que não se enquadraram nos limites estabelecidos pela composição química do folhelho) e o número de estações que apresentaram os teores com valor inferior ao limite de detecção do método analítico adotado. Em negrito os valores que violaram o valor máximo dos folhelhos.

Elementos	Composição dos Folhelhos		Estações de Amostragem							
	Faixa	Média	LS - 01	LS - 02	LS - 03	LS - 04	LS - 05	LS - 06	LS - 07	LS - 08
Ag	0,1		<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Al (%)		10,45	3,09	2	2,69	3,03	3,41	5,02	3,98	4,41
As	3,2 - 18,0	6,6	8,8	<1,0	1,3	4,5	2,1	<1,0	2,8	<1,0
Bi		0,01	0,4	0,7	0,5	7	7,9	>50	>50	2,3
Cd	<0,3 - 2,6	0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,2	<0,2
Co	11,0 - 22,0	20	28	16	21	25	18	28	24	28
Cr	35 - 185	100	224	144	174	297	159	145	158	131
Cu	21 - 67	57	40	16	22	42	33	47	39	44
Fe (%)		3,33	4,41	2,18	2,8	4,56	4,29	5,78	4,59	5,75
Mn (%)	130 - 820	670	884	413	1313	2392	1691	851	943	900
Mo	0,7 - 2,0	2	1	<1	1	1	1	16	11	<1
Nb	13,3 - 20,1	20	7	4	4	4	5	5	5	7
Ni	20 - 90	95	103	57	91	106	77	73	73	74
Pb	17,6 - 28	20	8	4	4	4	7	9	6	10
S (%)	0,24 - 69	0,3	0,06	0,03	0,02	0,02	0,05	0,02	0,03	0,04
Se	0,1 - 0,7	0,06	0,4	0,4	0,2	0,3	0,2	0,6	0,4	0,2
Sn	2,5 - 19	10	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Te		0,01	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	4,5	5,3	0,1
Ti(%)	4200 - 6400	4500	0,144	0,066	0,077	0,093	0,085	0,195	0,135	0,205
V	98 - 260	130	56	29	35	60	50	130	92	139
W	1,5 - 3,8	2	<20	<20	<20	<20	<20	353	612	<20
Zn	46 - 197	80	50	34	28	37	77	105	78	113
Zr		160	3	3	4	7	5	9	6	8

Anexo V - Continuação

Elementos	Composição dos Folhelhos		Estações de amostragem								
	Faixa	Média	LS - 09	LS - 10	LS - 11	LS - 12	LS - 13	LS - 14	LS - 15	LS - 16	LS - 17
Ag		0,1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Al (%)		10,45	2,88	4,02	4,27	3,75	5,33	4,92	3,25	3,48	4,08
As	3,2 - 18,0	6,6	<1,0	1,6	1,6	2	1,8	1,7	<1,0	1	<1,0
Bi		0,01	1,4	>50	22,4	>50	>50	>50	1	1,7	4,6
Cd	<0,3 - 2,6	0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Co	11,0 - 22,0	20	19	25	38	25	30	33	21	24	27
Cr	35 - 185	100	90	163	493	201	198	260	108	153	124
Cu	21 - 67	57	18	33	69	38	55	59	28	34	38
Fe (%)		3,33	3,33	4,72	5,7	4,89	6,31	5,98	3,87	4,08	4,86
Mn (%)	130 - 820	670	836	1540	731	1951	886	1535	805	1057	1062
Mo	0,7 - 2,0	2	<1	2	<1	2	11	4	<1	<1	<1
Nb	13,3 - 20,1	20	9	6	4	5	5	7	8	6	7
Ni	20 - 90	95	49	87	208	96	97	126	61	79	68
Pb	17,6 - 28	20	11	12	8	8	9	10	11	9	9
S (%)	0,24 - 69	0,3	0,05	0,04	0,02	0,02	0,03	0,05	0,06	0,02	0,04
Se	0,1 - 0,7	0,06	0,5	0,4	0,4	0,6	0,8	0,5	0,4	0,1	0,1
Sn	2,5 - 19	10	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Te		0,01	<0,1	0,7	0,3	1,4	10,8	2,6	<0,1	0,1	<0,1
Ti (%)	4200 - 6400	4500	0,114	0,084	0,151	0,081	0,197	0,169	0,106	0,158	0,241
V	98 - 260	130	44	73	91	72	133	109	66	77	118
W	1,5 - 3,8	2	<20	41	<20	63	341	96	<20	<20	<20
Zn	46 - 197	80	70	82	48	71	119	109	87	87	110
Zr		160	3	6	13	7	9	8	4	5	7

Anexo V - Continuação

Elementos	Composição dos Folhelhos		Estações de Amostragem			Número de Violações	Abaixo do Limite de Detecção
	Faixa	Média	LS - 18	LS - 19	LS - 20		
Ag		0,1	<0,2	<0,2	<0,2		20
Al (%)		10,45	4,37	3,63	4	0	0
As	3,2 - 18,0	6,6	<1,0	<1,0	6,8	0	8
Bi*		0,01	<0,2	0,4	1,3	19	1
Cd	<0,3 - 2,6	0,3	<0,2	<0,2	<0,2	0	18
Co	11,0 - 22,0	20	27	26	39	15	0
Cr	35 - 185	100	130	120	328	7	0
Cu	21 - 67	57	39	35	76	2	0
Fe (%)		3,33	5,21	4,69	5,85	18	0
Mn	130 - 820	670	604	2392	1317	18	0
Mo	0,7 - 2,0	2	<1	1	<1	4	9
Nb	13,3 - 20,1	20	8	5	6	0	0
Ni	20 - 90	95	70	63	138	7	0
Pb	17,6 - 28	20	10	10	8	0	0
S (%)	0,24 - 69	0,3	0,05	0,06	0,4	0	0
Se	0,1 - 0,7	0,06	0,3	0,4	0,3	1	0
Sn	2,5 - 19	10	<20	<20	<20	0	20
Te		0,01	<0,1	<0,1	<0,1	11	9
Ti(%)	4200 - 6400	4500	0,226	0,155	0,253	0	0
V	98 - 260	130	124	108	110	0	0
W	1,5 - 3,8	2	<20	<20	<20	6	14
Zn	46 - 197	80	118	101	69	0	0
Zr		160	7	5	6	0	0

Anexo VI

Anexo VI – Matriz de Correlação para os dados analíticos de sedimento de fundo de drenagem. Em negrito os valores significativos, acima de 0,6.

	<i>Ag</i>	<i>Al</i>	<i>As</i>	<i>Bi</i>	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Mo</i>	<i>Nb</i>
Ag	1											
Al	-0,21	1										
As	0,26	-0,12	1									
Bi	-0,13	0,60	-0,08	1								
Cd	-0,08	0,36	0,05	0,51	1							
Co	-0,04	0,66	0,37	0,20	0,05	1						
Cr	0,27	0,18	0,45	0,06	-0,04	0,72	1					
Cu	0,03	0,69	0,40	0,26	0,15	0,95	0,75	1				
Fe	-0,02	0,93	0,00	0,48	0,25	0,78	0,37	0,83	1			
Mn	0,50	-0,06	0,16	0,10	-0,18	0,01	0,11	0,06	0,12	1		
Mo	-0,09	0,57	-0,08	0,73	0,63	0,13	-0,09	0,22	0,40	-0,16	1	
Nb	-0,29	0,11	-0,07	-0,20	-0,19	-0,02	-0,42	-0,13	0,03	-0,32	-0,24	1
Ni	0,11	0,30	0,39	0,12	-0,05	0,78	0,98	0,78	0,44	0,06	-0,08	-0,35
Pb	-0,44	0,49	-0,27	0,17	-0,12	0,23	-0,26	0,12	0,41	-0,11	-0,01	0,72
S	-0,25	-0,07	-0,03	-0,25	-0,15	-0,23	-0,44	-0,29	-0,16	-0,01	-0,27	0,64
Se	-0,10	0,38	0,00	0,67	0,44	0,16	0,09	0,19	0,30	-0,05	0,60	-0,08
Te	-0,11	0,61	-0,05	0,72	0,85	0,19	-0,01	0,29	0,46	-0,15	0,84	-0,21
Ti	-0,22	0,67	0,07	-0,04	0,11	0,68	0,09	0,62	0,67	-0,26	0,19	0,35
V	-0,18	0,89	-0,15	0,31	0,27	0,65	0,04	0,63	0,87	-0,08	0,42	0,18
W	-0,11	0,45	-0,02	0,70	0,83	0,06	-0,09	0,16	0,30	-0,18	0,90	-0,22
Zn	-0,35	0,77	-0,40	0,31	0,22	0,24	-0,39	0,24	0,66	-0,09	0,34	0,48
Zr	0,07	0,76	-0,16	0,42	0,17	0,70	0,61	0,73	0,81	-0,02	0,35	-0,27

Anexo VI - Continuação

	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>S</i>	<i>Se</i>	<i>Te</i>	<i>Ti</i>	<i>V</i>	<i>W</i>	<i>Zn</i>	<i>Zr</i>
Ni	1									
Pb	-0,13	1								
S	-0,39	0,52	1							
Se	0,09	0,19	-0,01	1						
Te	0,02	0,03	-0,21	0,70	1					
Ti	0,15	0,37	0,01	-0,08	0,21	1				
V	0,13	0,46	-0,02	0,17	0,44	0,85	1			
W	-0,09	-0,10	-0,24	0,48	0,81	0,13	0,34	1		
Zn	-0,27	0,71	0,34	0,16	0,39	0,65	0,82	0,26	1	
Zr	0,66	0,13	-0,41	0,25	0,37	0,42	0,65	0,25	0,32	1

Anexo VII

Anexo VII – Matriz de Correlação para os dados analíticos das pilhas de rejeito. Em negrito os valores significativos, acima de 0,6.

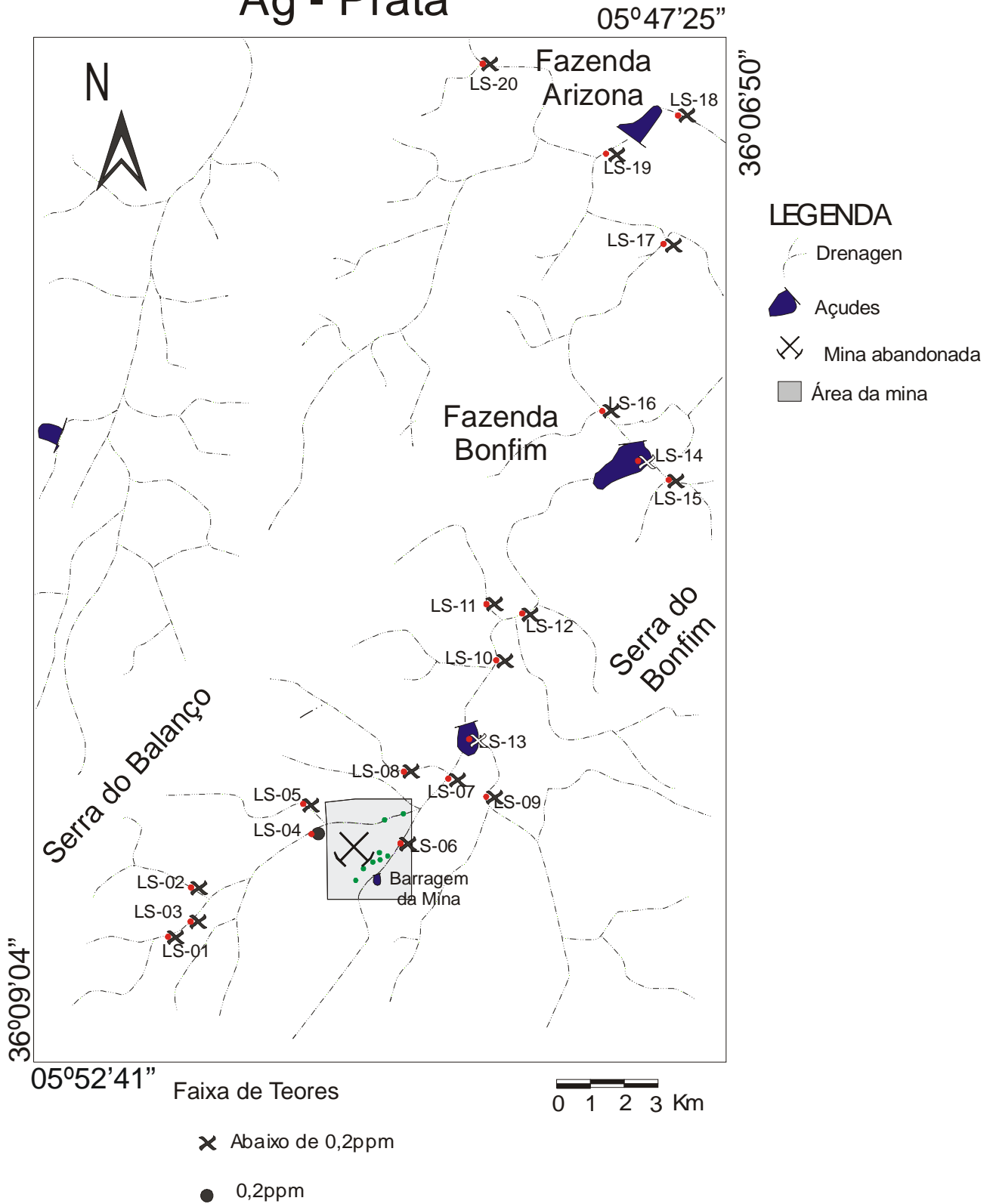
	<i>Ag</i>	<i>Al</i>	<i>As</i>	<i>Bi</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>FeTot</i>	<i>Mn</i>	<i>Mo</i>	<i>Nb</i>
Ag	1										
Al	-0,01	1									
As	0,44	0,84	1								
Bi	0,25	0,15	0,42	1							
Co	-0,41	0,63	0,43	0,42	1						
Cr	-0,01	0,70	0,58	-0,08	0,48	1					
Cu	0,17	0,88	0,93	0,44	0,61	0,75	1				
FeTot	0,18	0,60	0,76	0,48	0,49	0,75	0,89	1			
Mn	-0,27	-0,10	0,04	0,70	0,45	-0,01	0,24	0,50	1		
Mo	0,06	-0,16	-0,25	0,23	0,02	0,08	-0,10	-0,04	0,03	1	
Nb	-0,43	0,37	0,06	0,20	0,77	0,53	0,33	0,34	0,33	0,52	1,00
Ni	-0,21	0,50	0,53	0,56	0,67	0,61	0,77	0,89	0,75	-0,02	0,49
Pb	-0,26	0,72	0,52	-0,27	0,46	0,71	0,61	0,54	0,00	-0,51	0,28
S	0,37	-0,74	-0,35	0,48	-0,39	-0,51	-0,39	-0,09	0,43	0,36	-0,26
Te	-0,18	-0,56	-0,42	0,63	0,07	-0,52	-0,31	-0,09	0,74	0,38	0,13
Ti	-0,30	0,83	0,65	0,03	0,66	0,82	0,82	0,72	0,15	-0,30	0,39
V	0,14	0,75	0,77	0,18	0,39	0,87	0,89	0,92	0,20	-0,08	0,32
W	0,62	0,16	0,37	-0,20	-0,27	0,36	0,22	0,32	-0,26	-0,15	-0,13
Zn	0,50	0,59	0,77	0,21	0,24	0,83	0,80	0,85	0,03	0,07	0,21
Zr	-0,29	0,18	-0,06	-0,83	-0,17	0,16	-0,11	-0,23	-0,52	-0,67	-0,26

Anexo VII – Continuação.

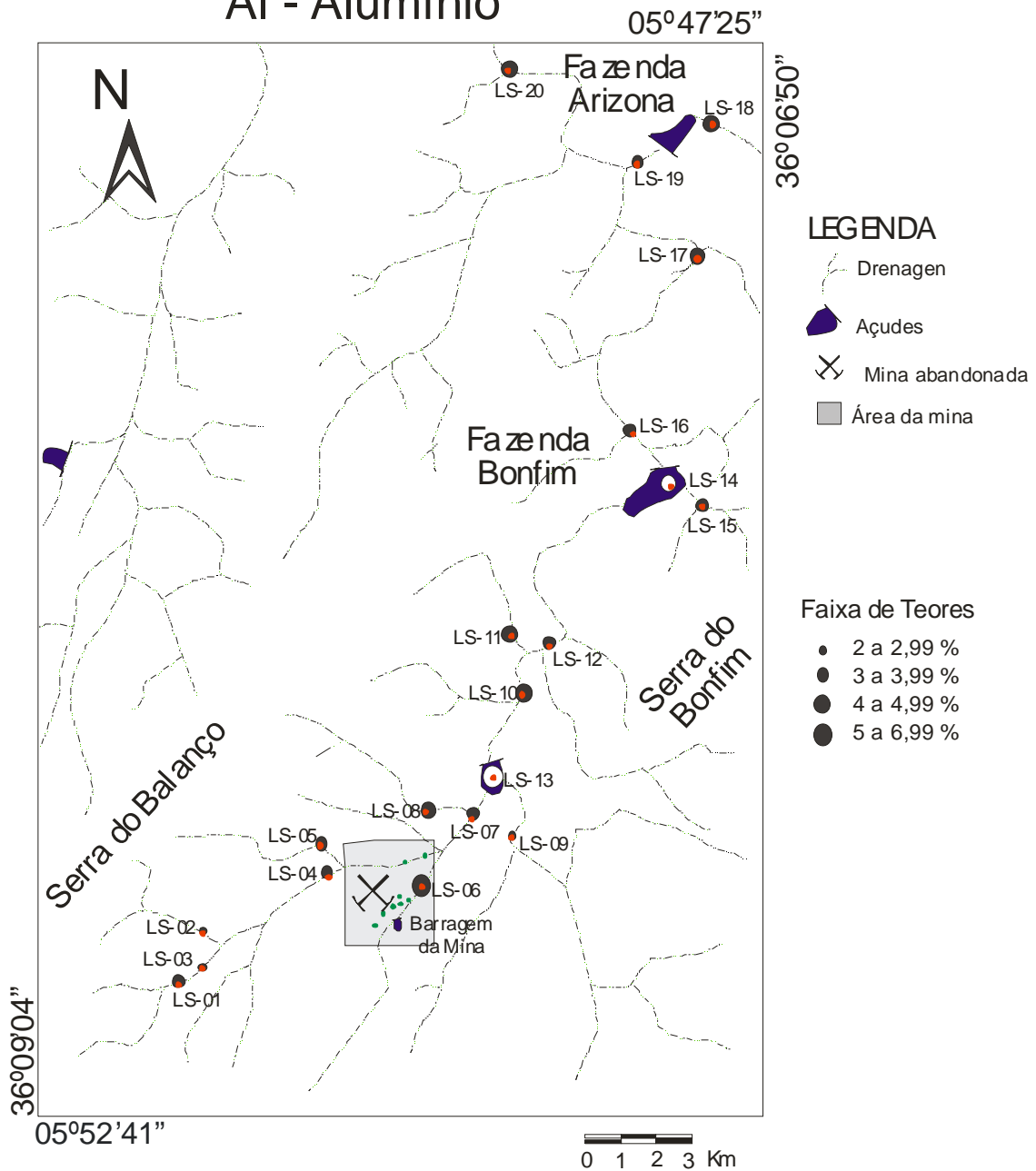
	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>S</i>	<i>Te</i>	<i>Ti</i>	<i>V</i>	<i>W</i>	<i>Zn</i>	<i>Zr</i>
Ni	1								
Pb	0,47	1							
S	-0,06	-0,80	1						
Te	0,19	-0,65	0,78	1					
Ti	0,73	0,82	-0,66	-0,45	1				
V	0,75	0,73	-0,39	-0,42	0,79	1			
W	-0,07	0,39	-0,13	-0,53	0,01	0,47	1		
Zn	0,55	0,46	-0,15	-0,42	0,58	0,88	0,59	1	
Zr	-0,29	0,63	-0,72	-0,75	0,29	0,06	0,27	-0,11	1

Anexo VIII

MAPA DE SÍMBOLOS Ag - Prata

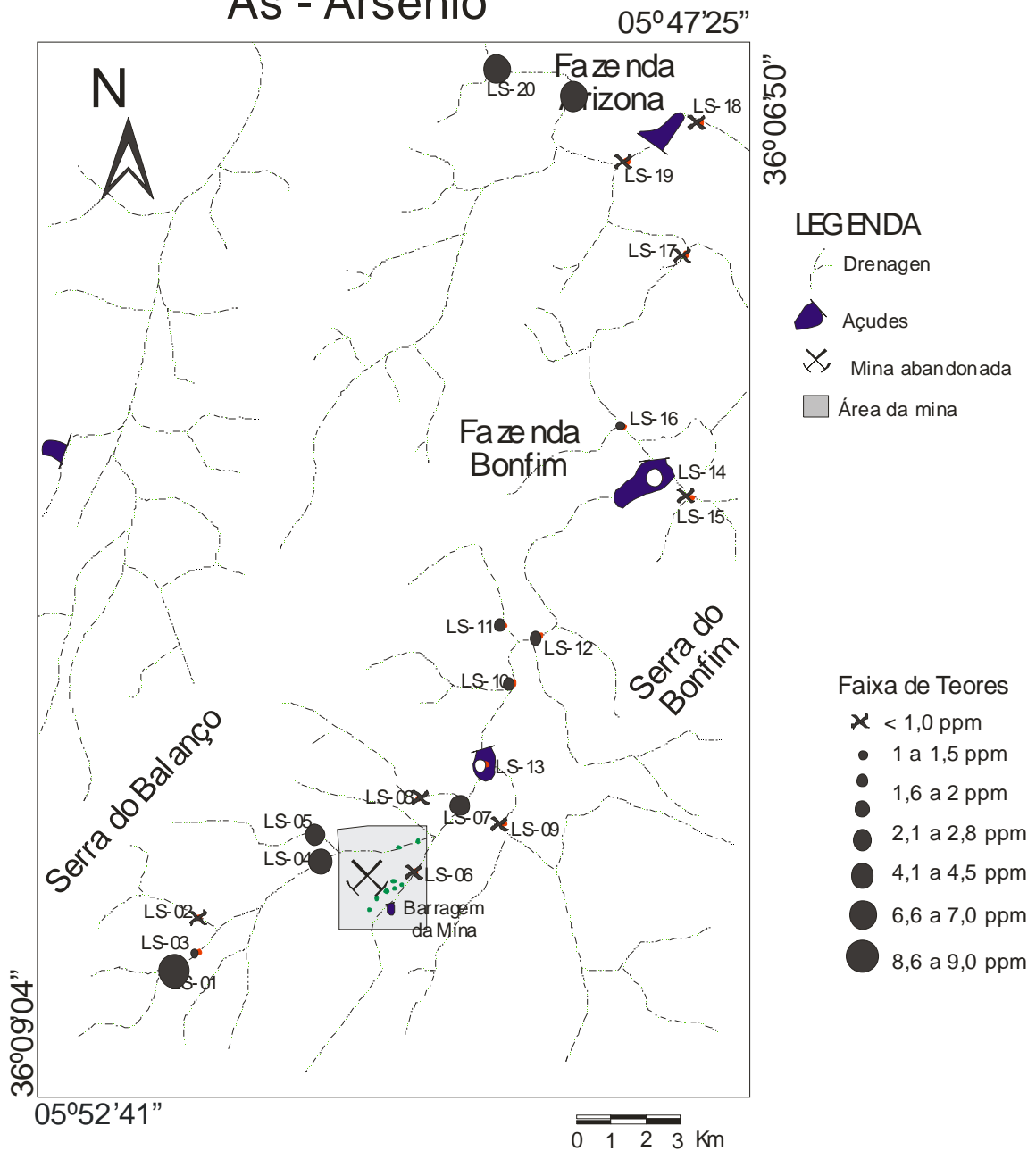


MAPA DE SÍMBOLOS Al - Alumínio

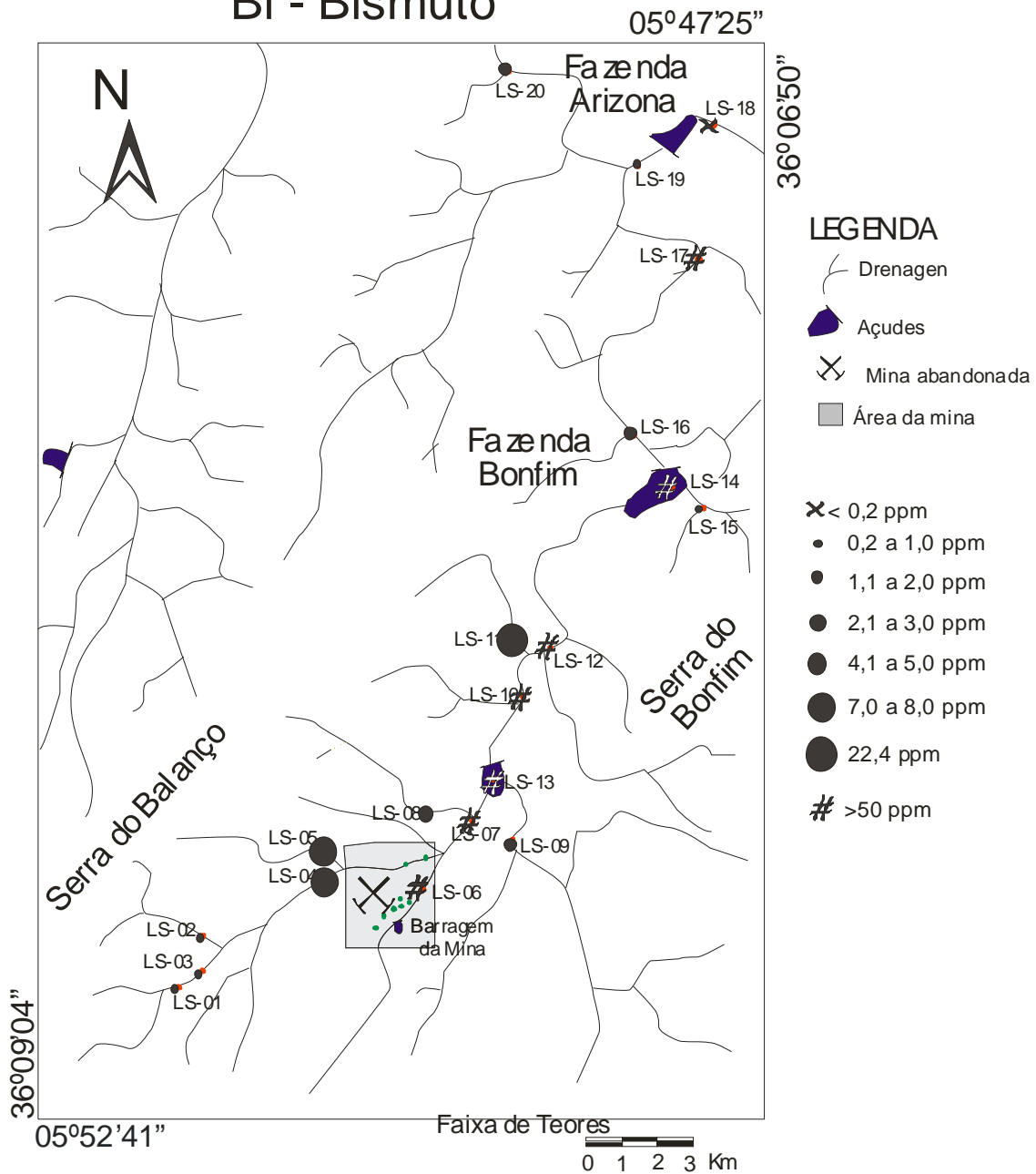


MAPA DE SÍMBOLOS

As - Arsênio

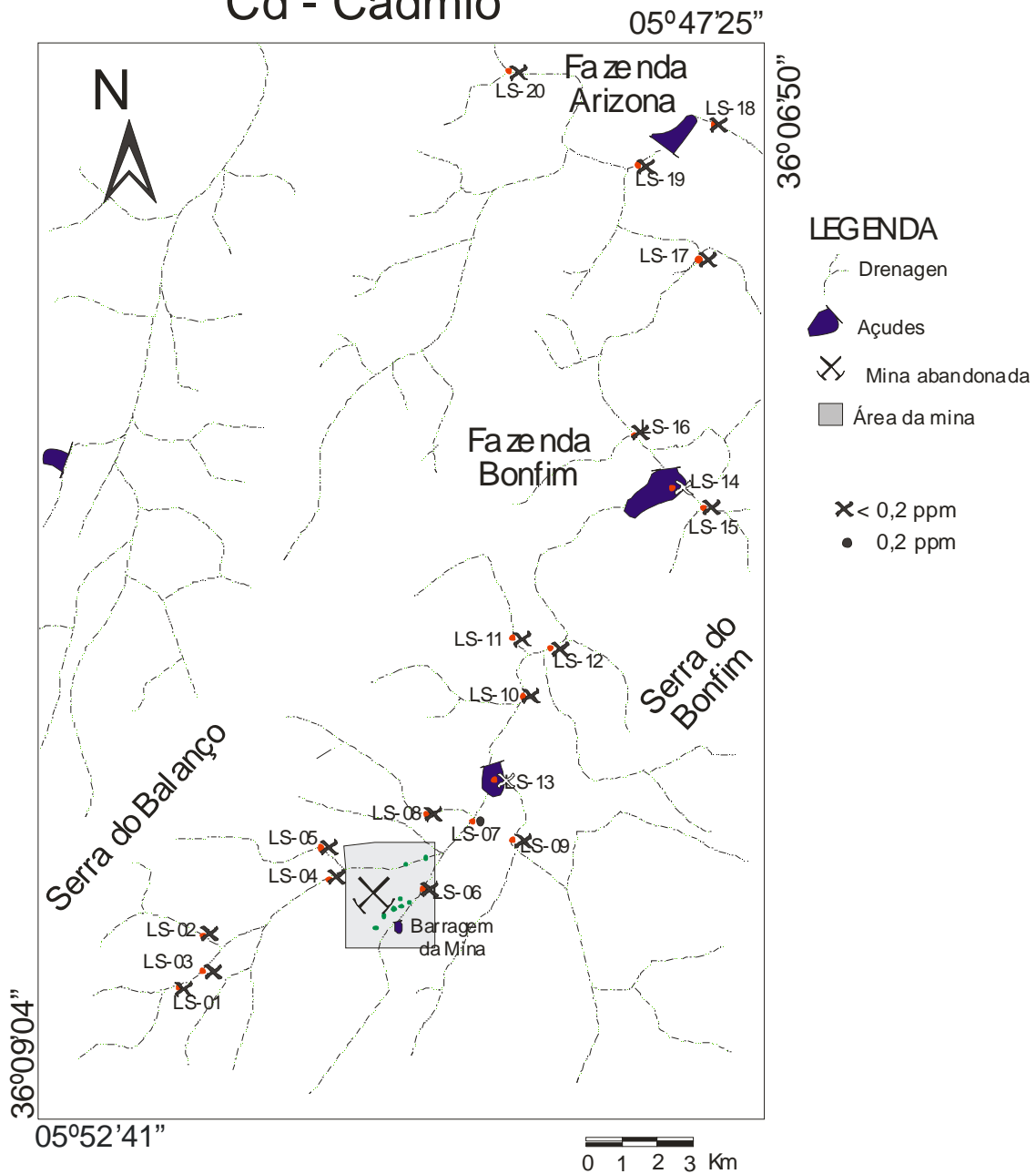


MAPA DE SÍMBOLOS Bi - Bismuto

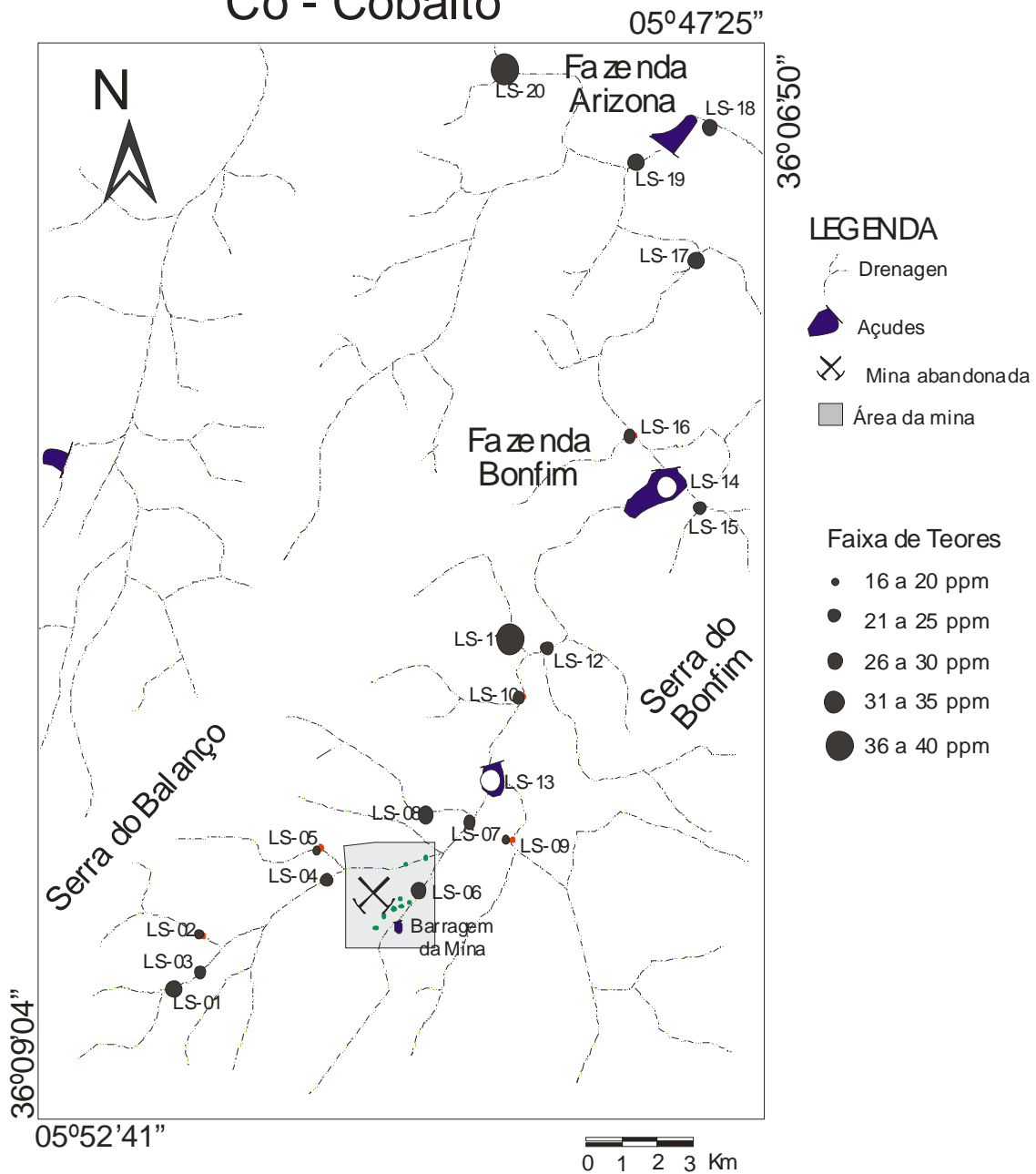


MAPA DE SÍMBOLOS

Cd - Cádmio

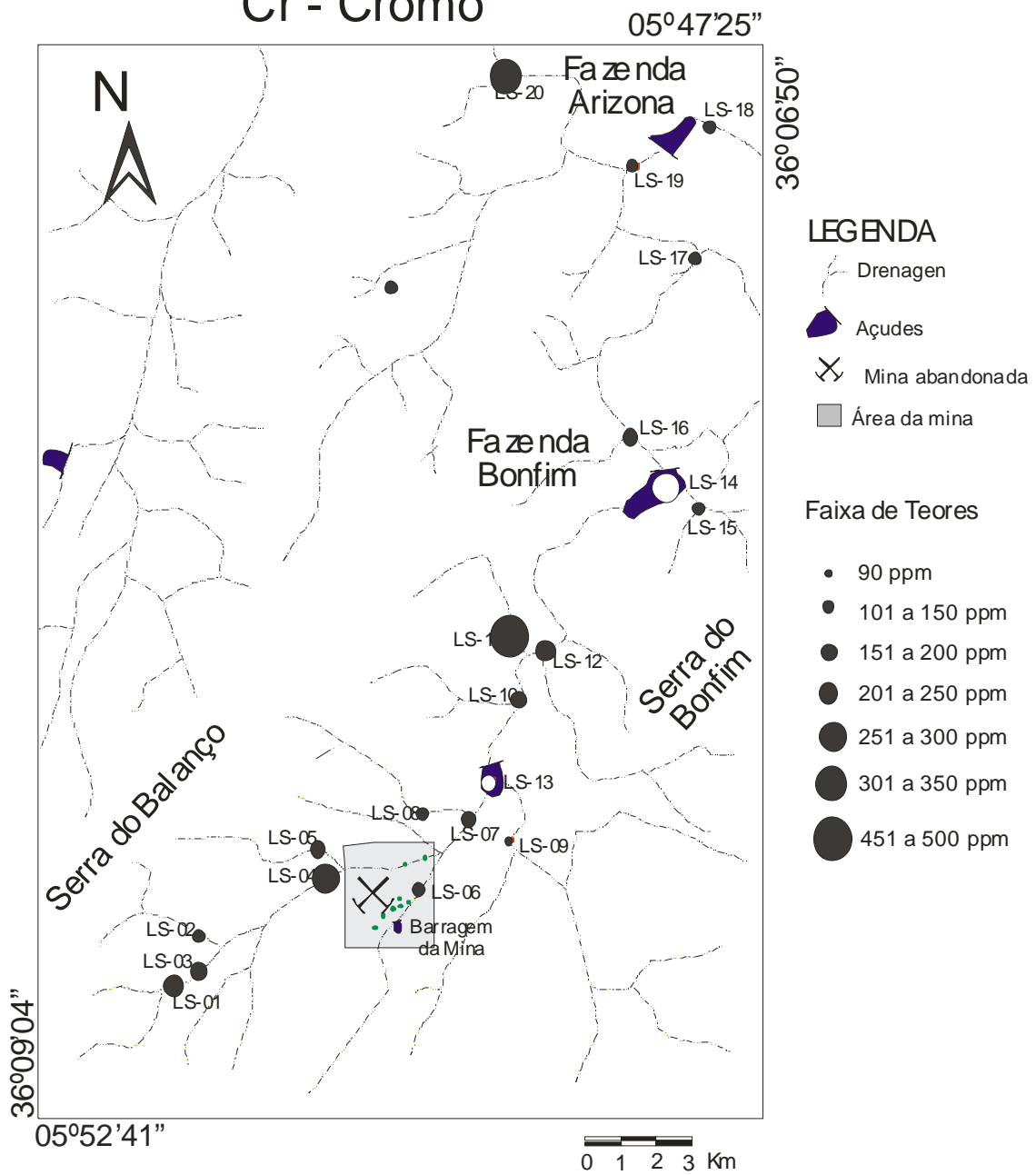


MAPA DE SÍMBOLOS Co - Cobalto

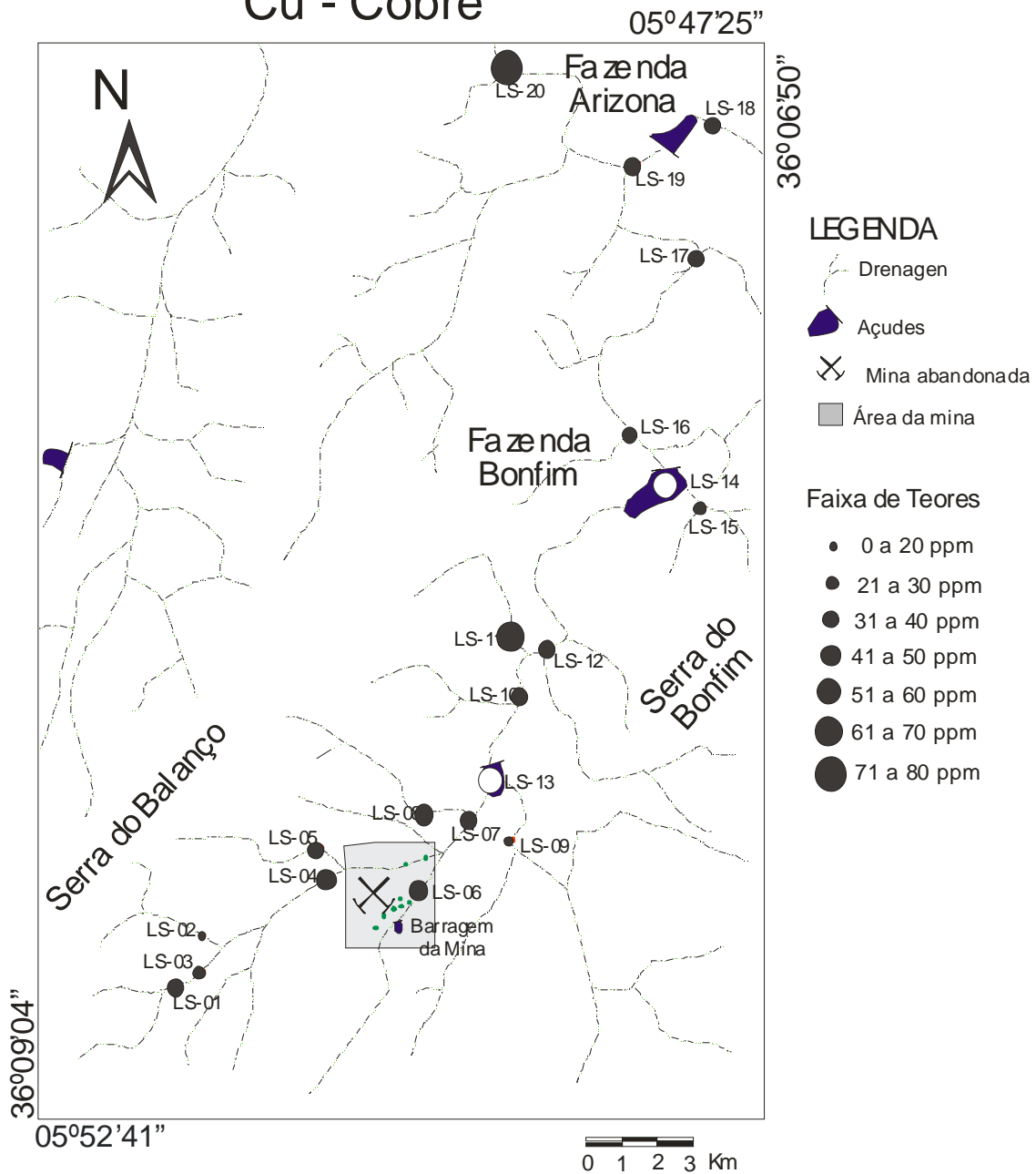


MAPA DE SÍMBOLOS

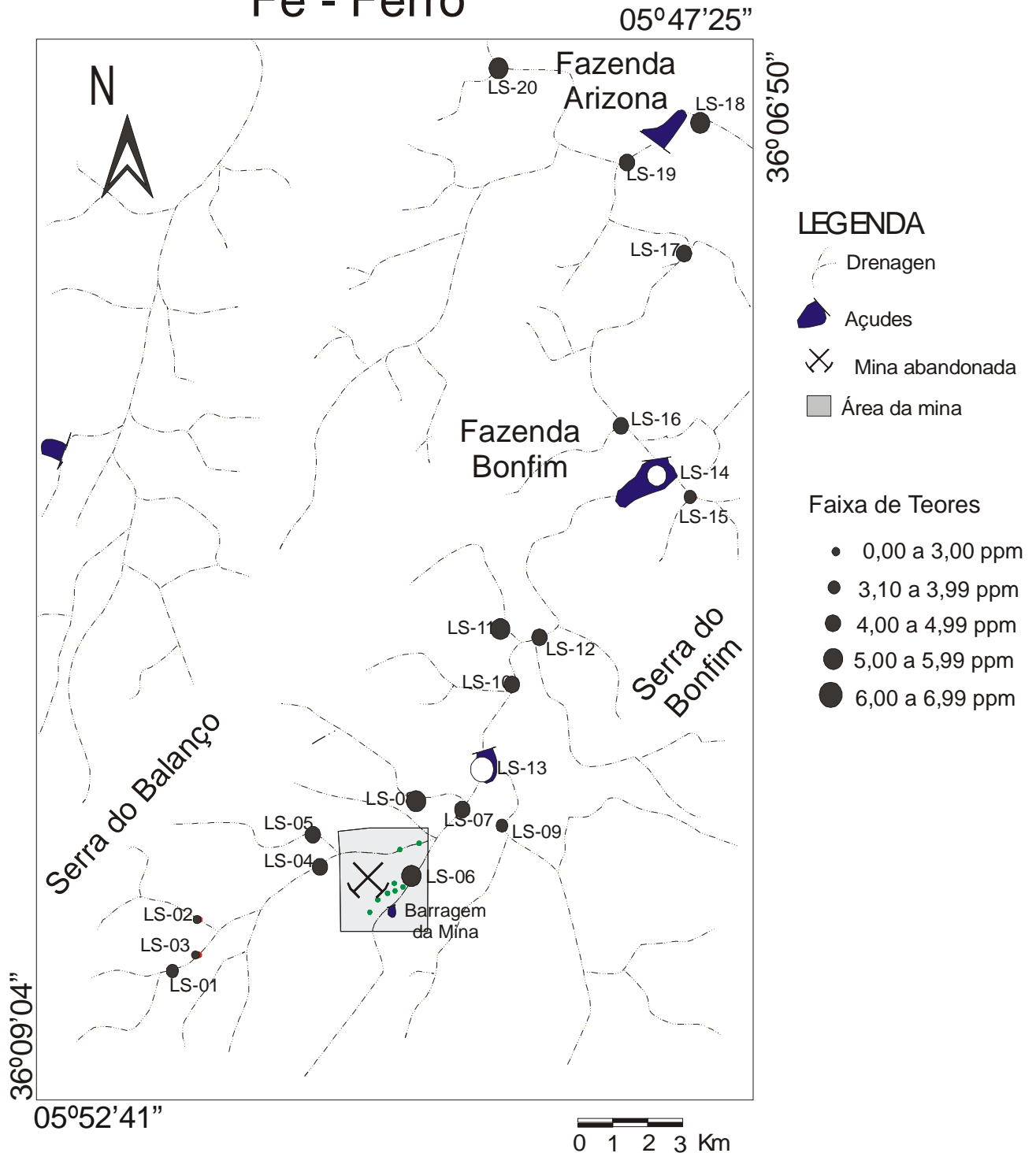
Cr - Cromo



MAPA DE SÍMBOLOS Cu - Cobre

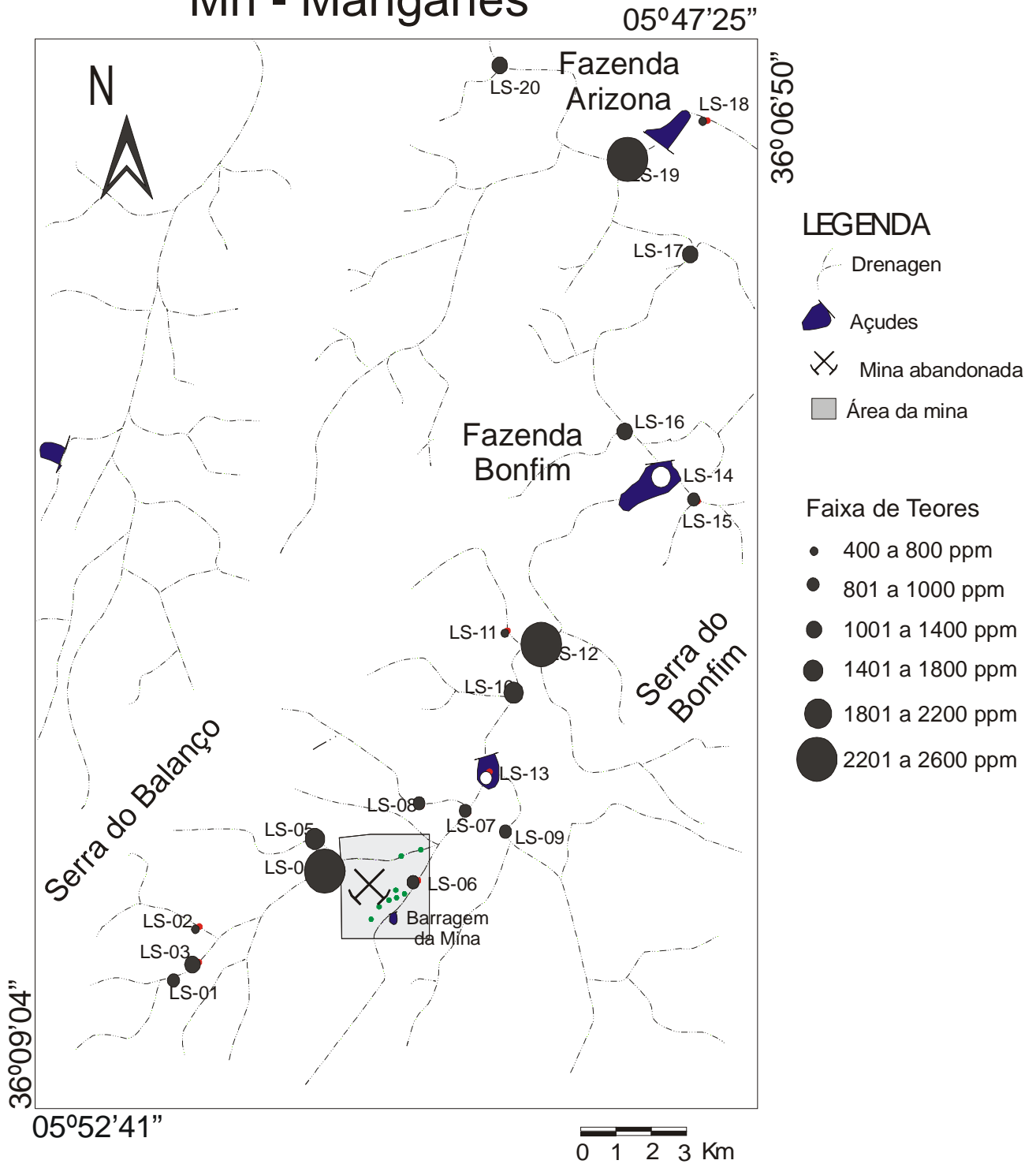


MAPA DE SÍMBOLOS Fe - Ferro



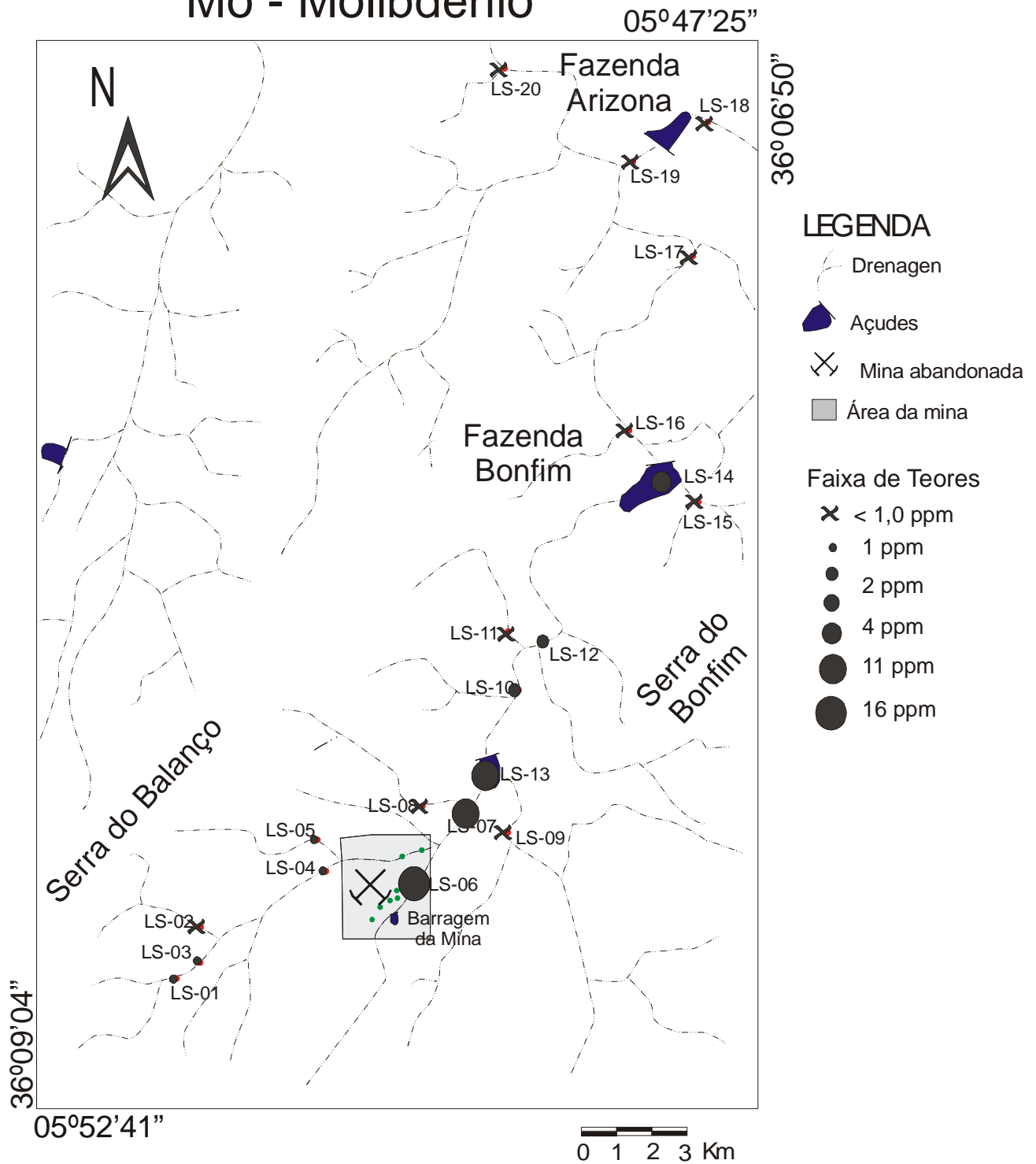
MAPA DE SÍMBOLOS

Mn - Manganês



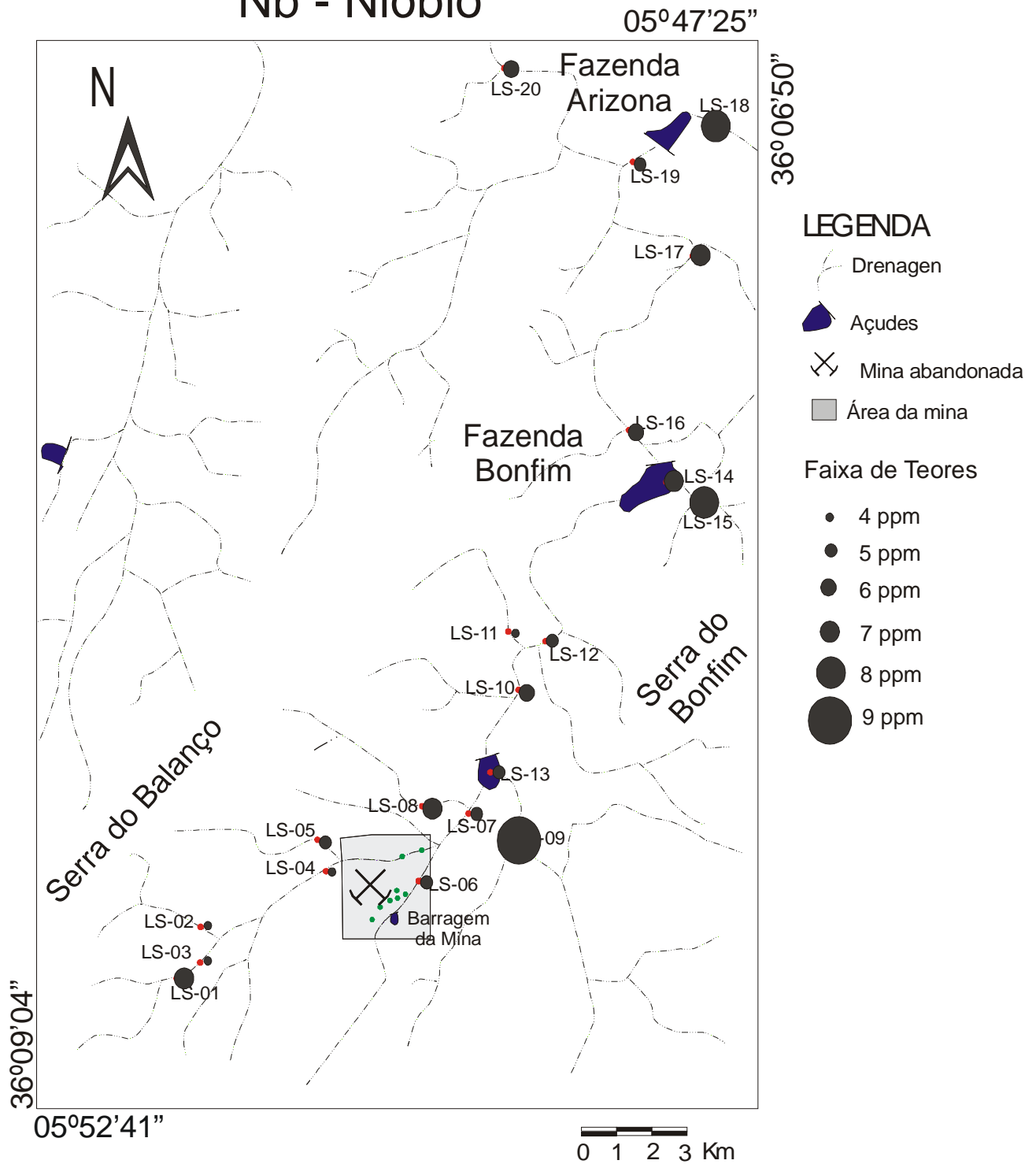
MAPA DE SÍMBOLOS

Mo - Molibdênio



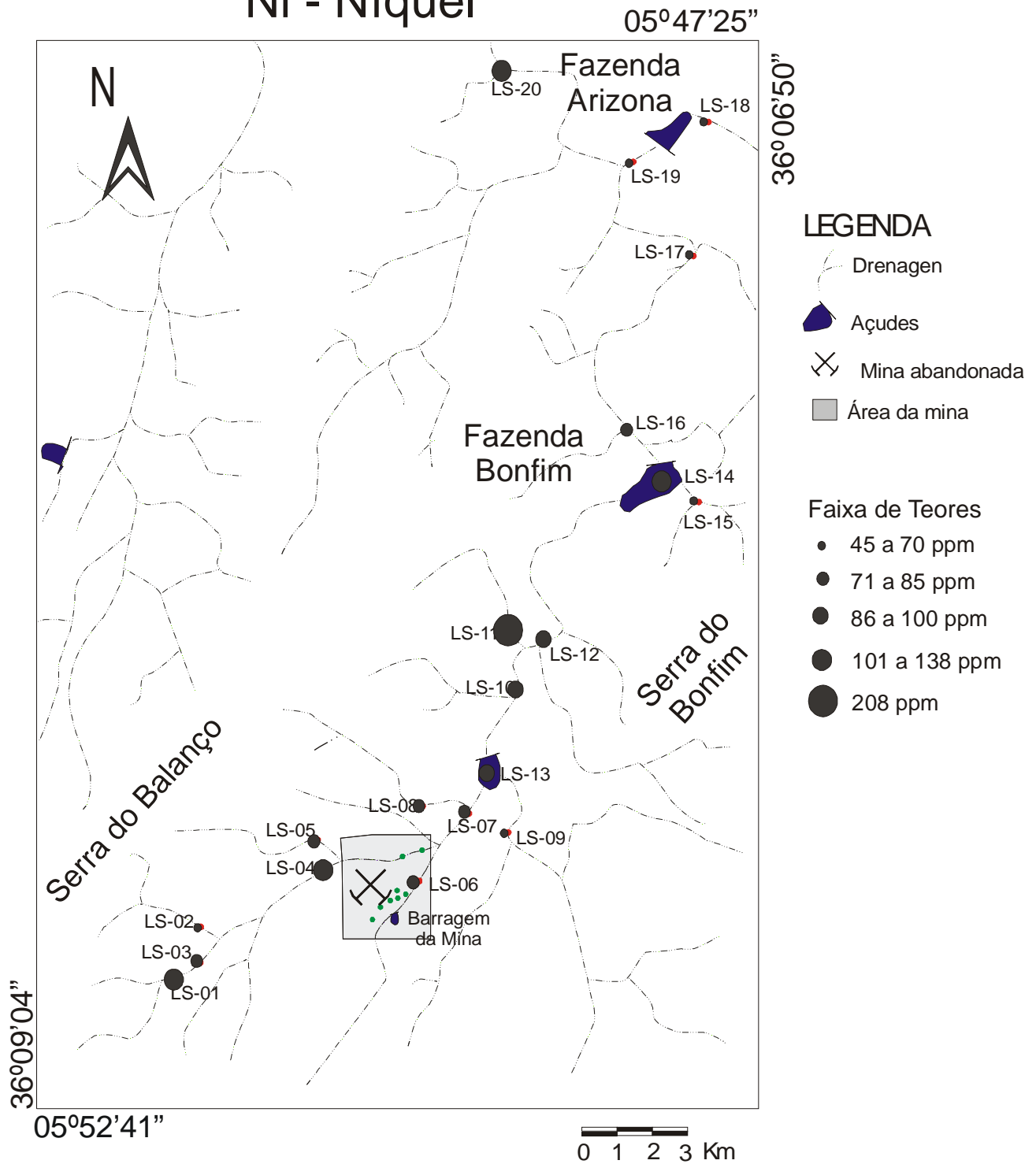
MAPA DE SÍMBOLOS

Nb - Nióbio

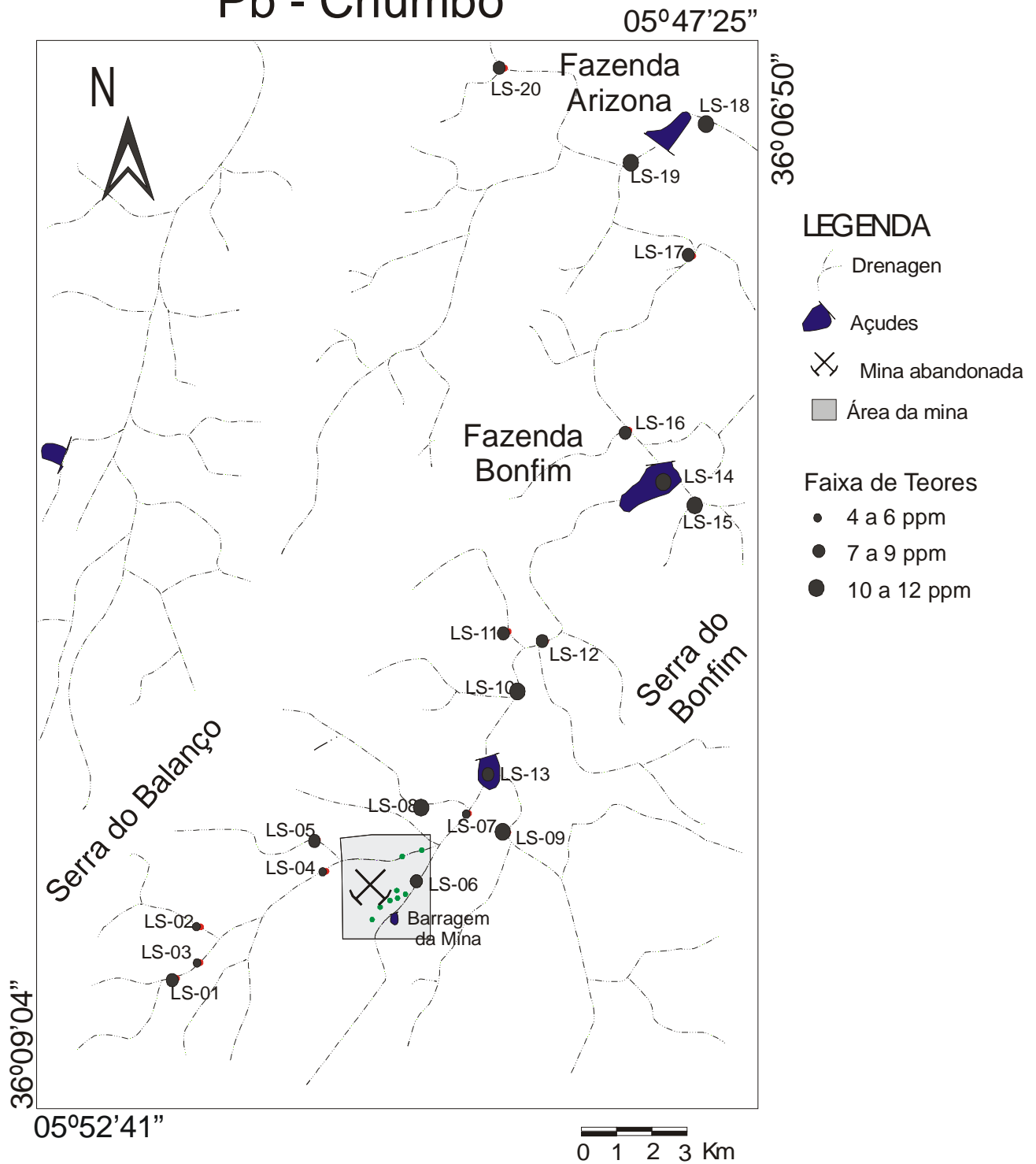


MAPA DE SÍMBOLOS

Ni - Níquel

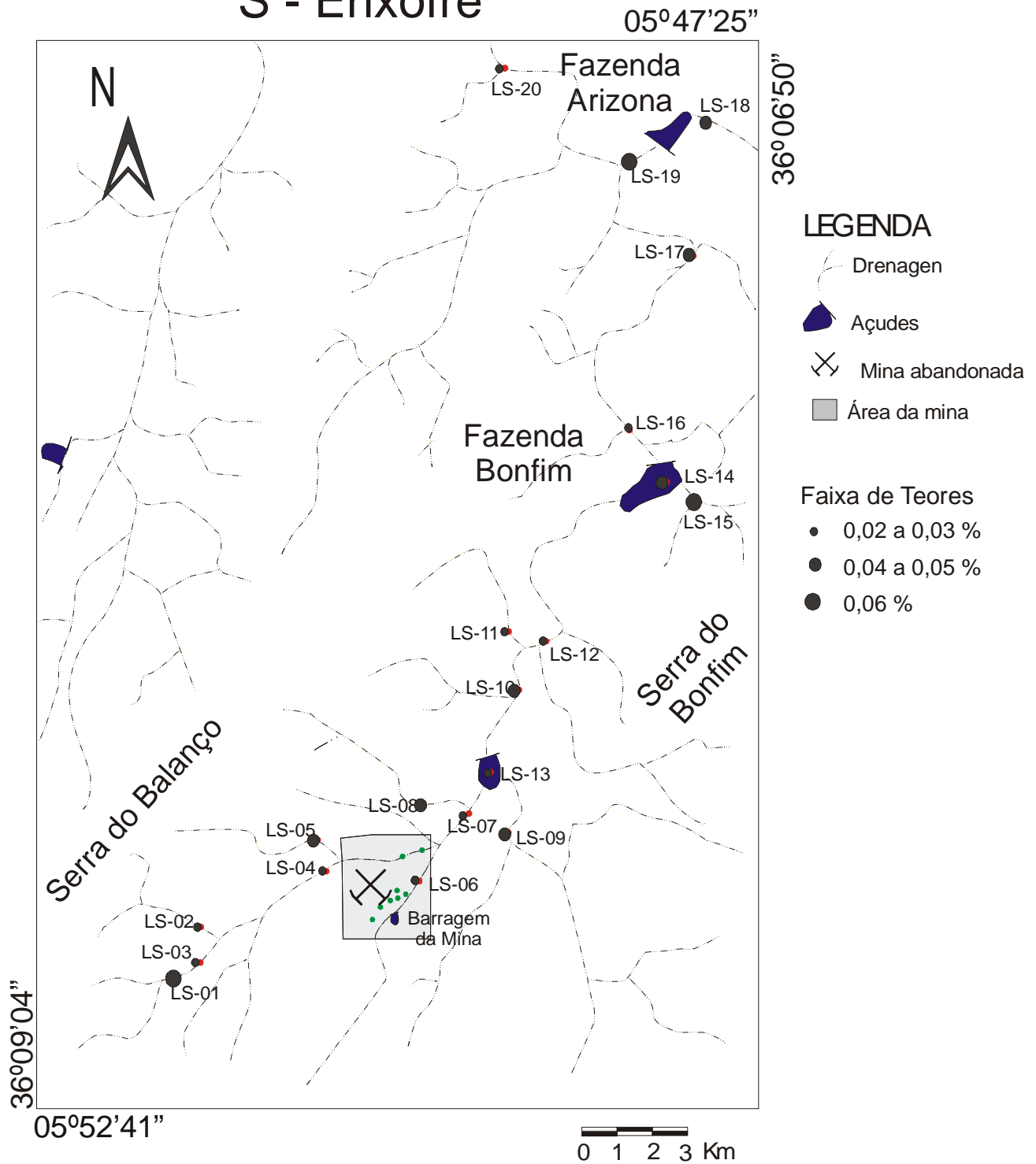


MAPA DE SÍMBOLOS Pb - Chumbo

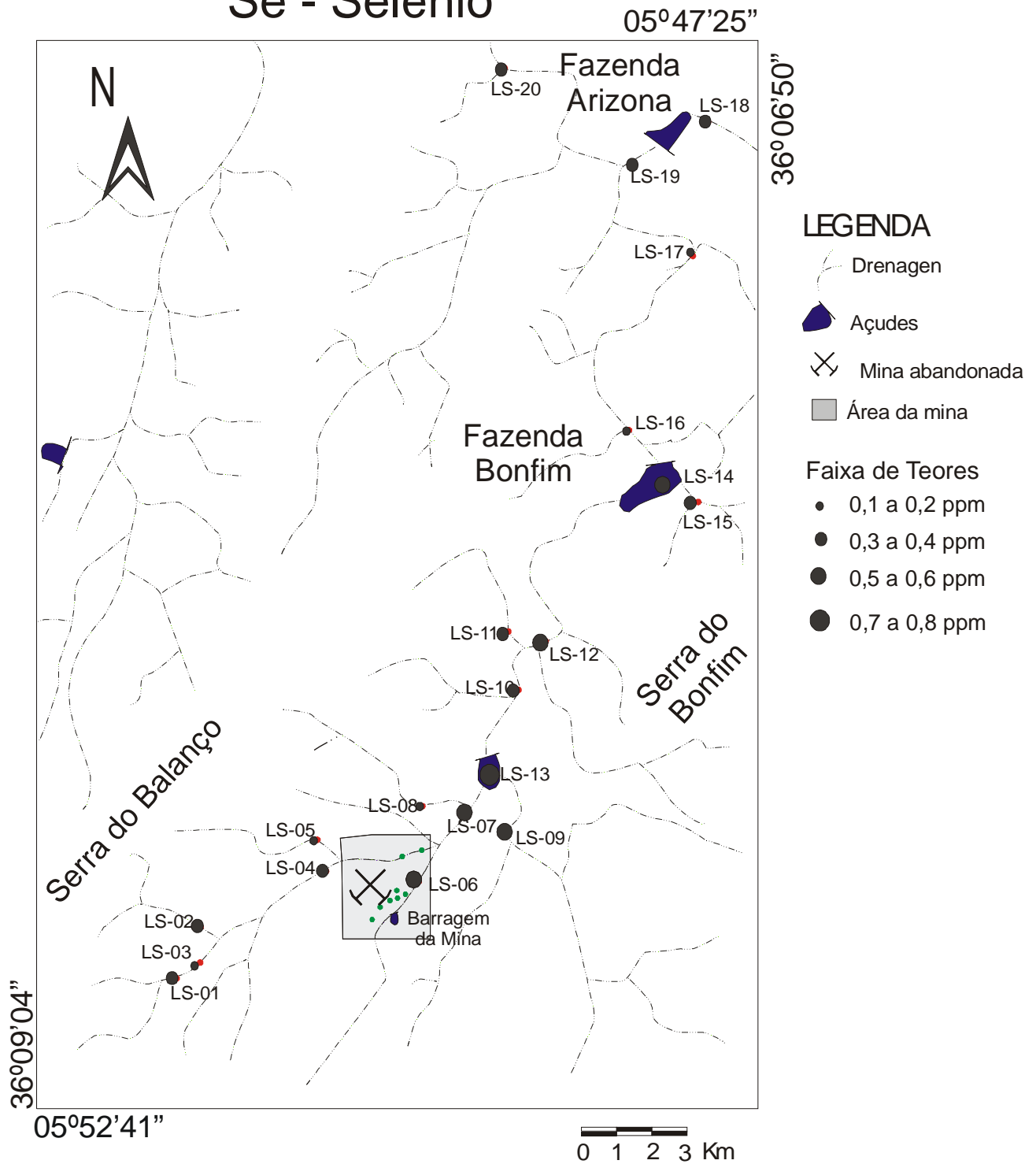


MAPA DE SÍMBOLOS

S - Enxofre

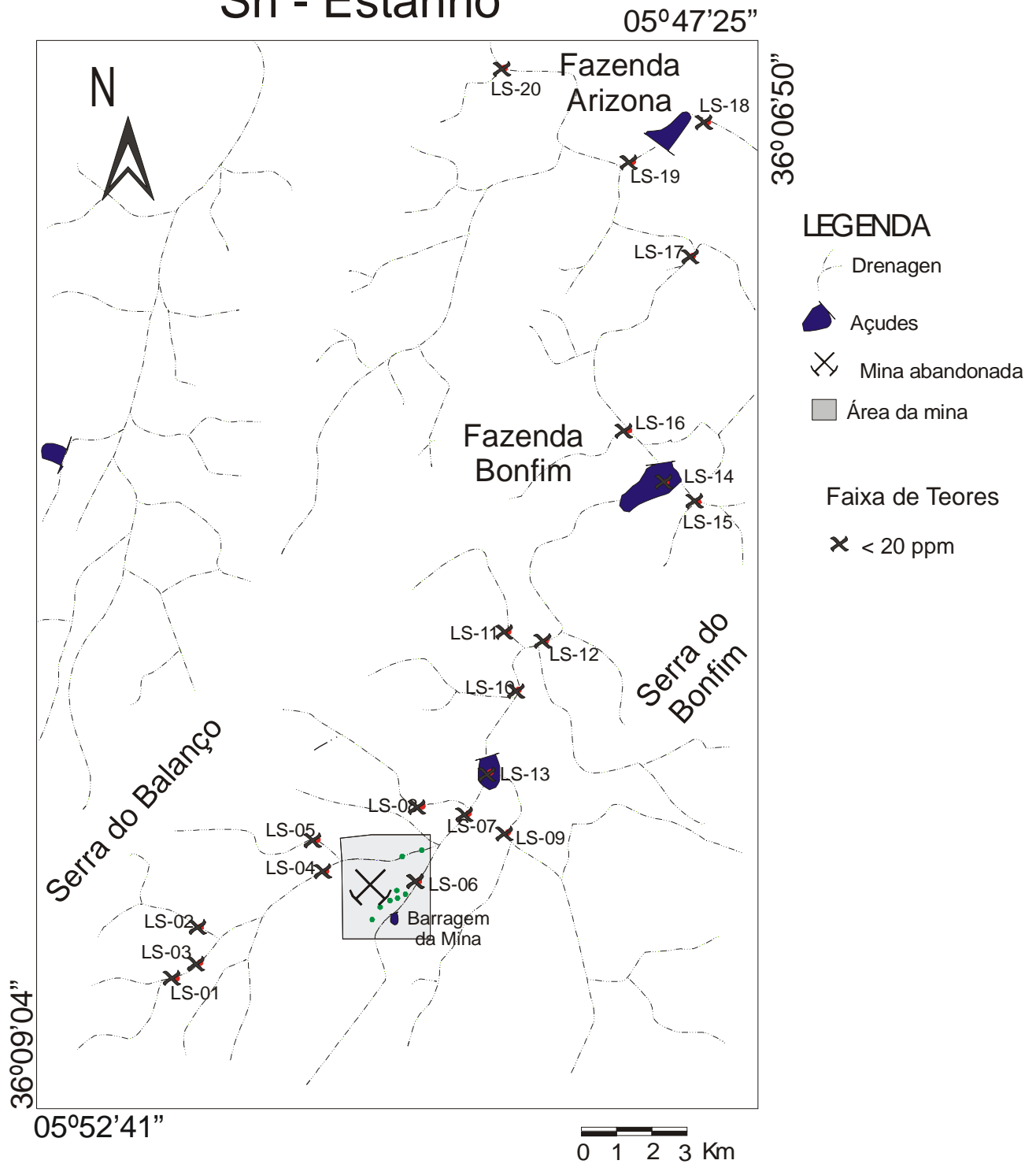


MAPA DE SÍMBOLOS Se - Selênio



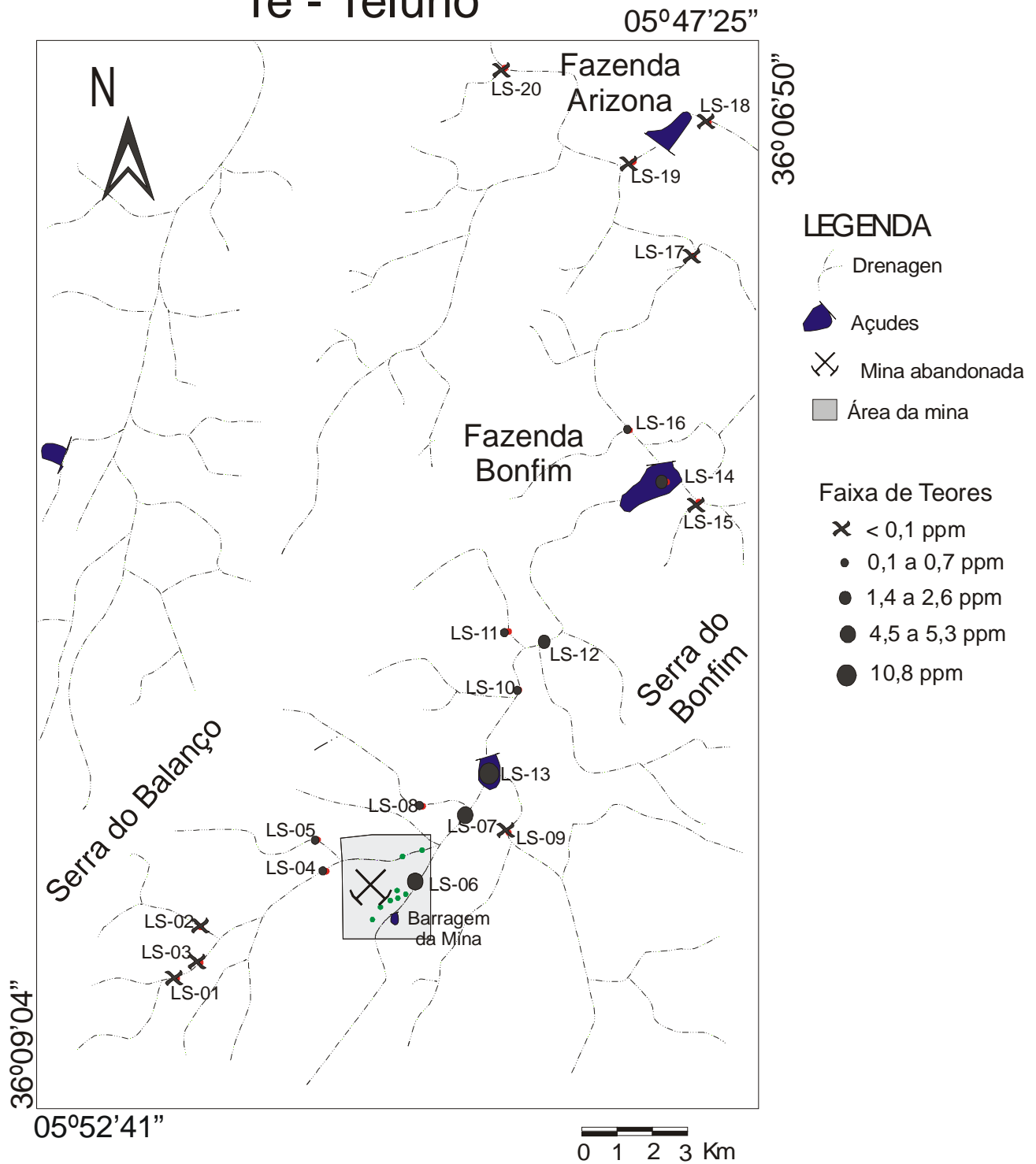
MAPA DE SÍMBOLOS

Sn - Estanho



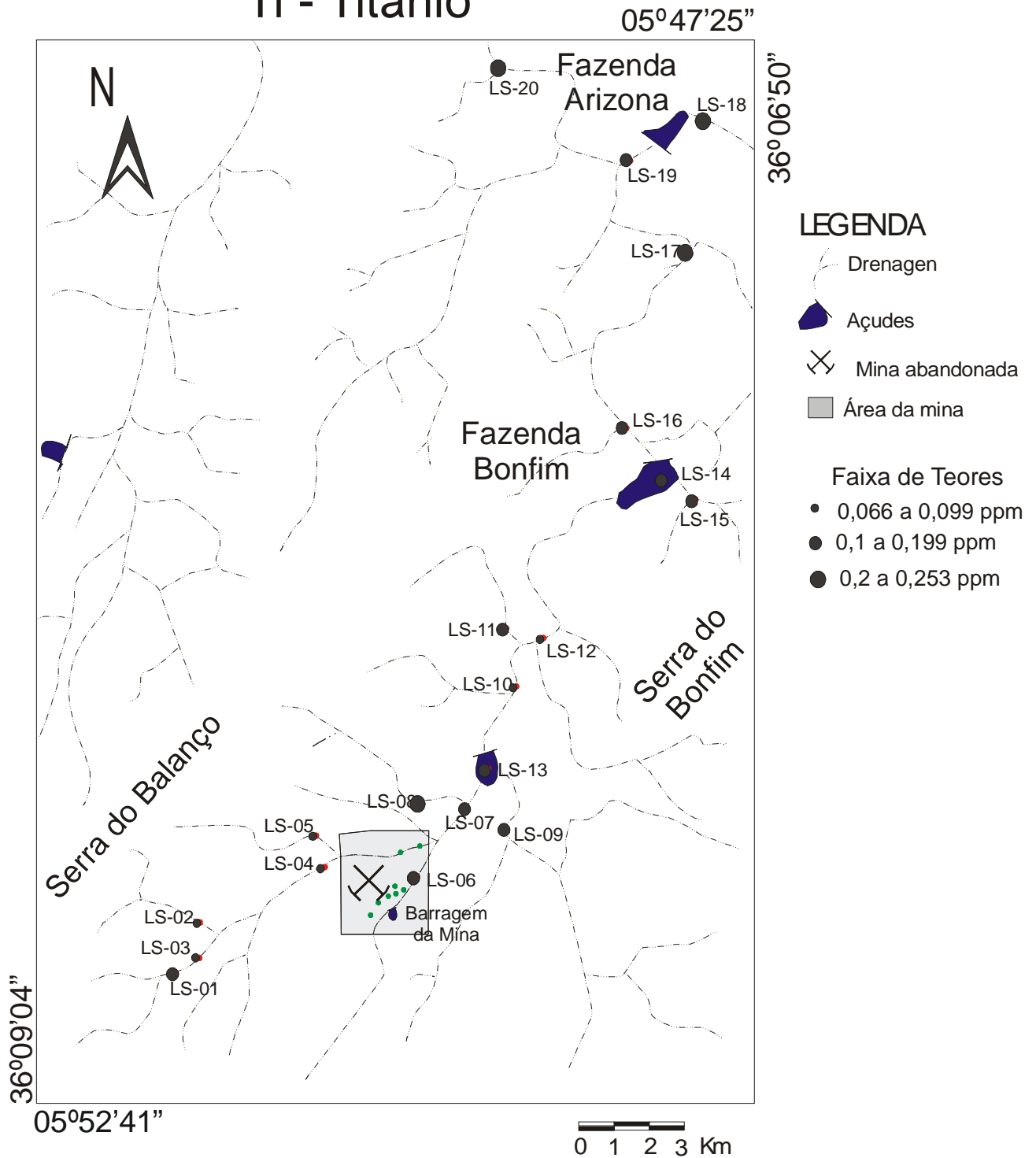
MAPA DE SÍMBOLOS

Te - Telúrio



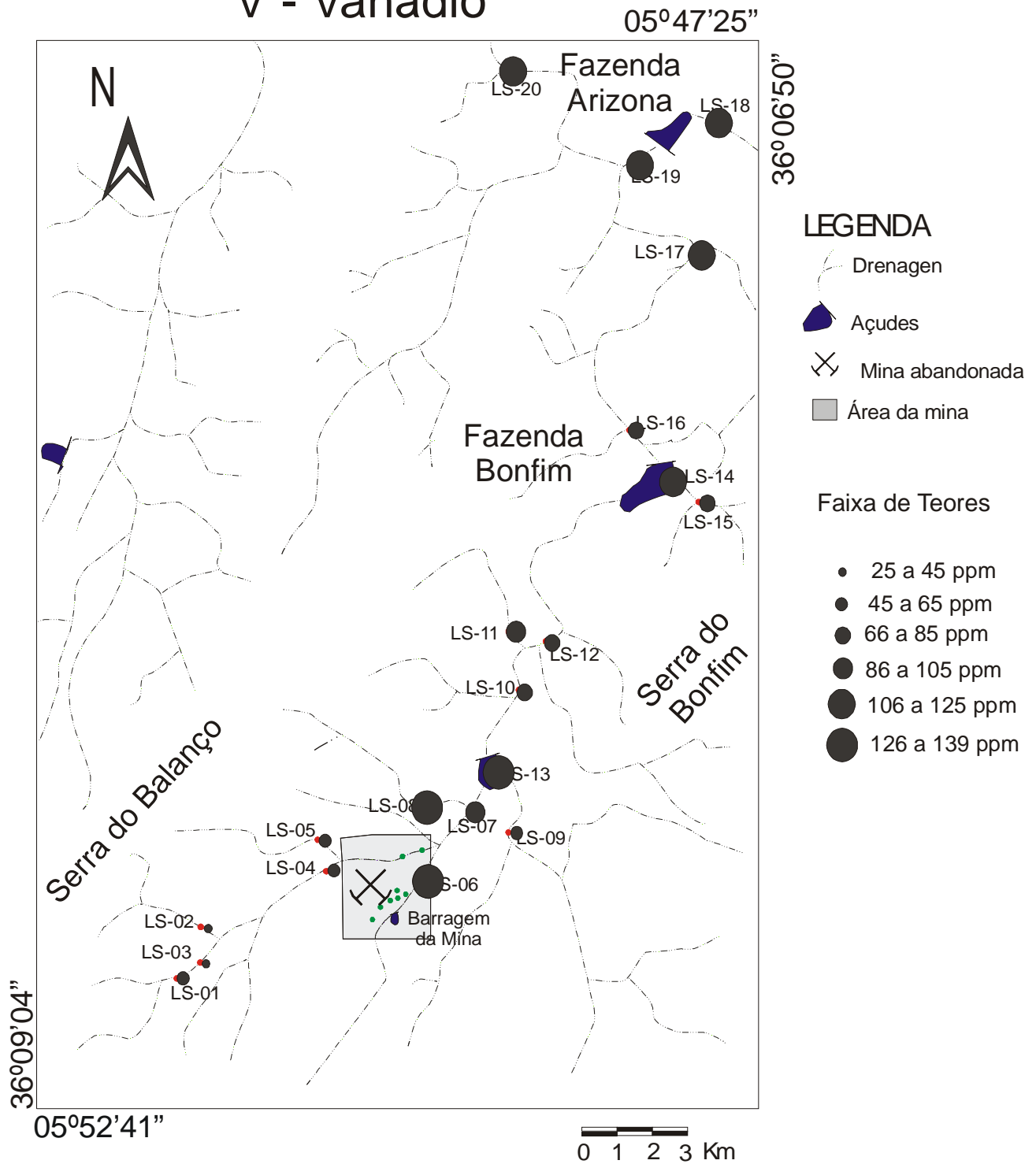
MAPA DE SÍMBOLOS

Ti - Titânio

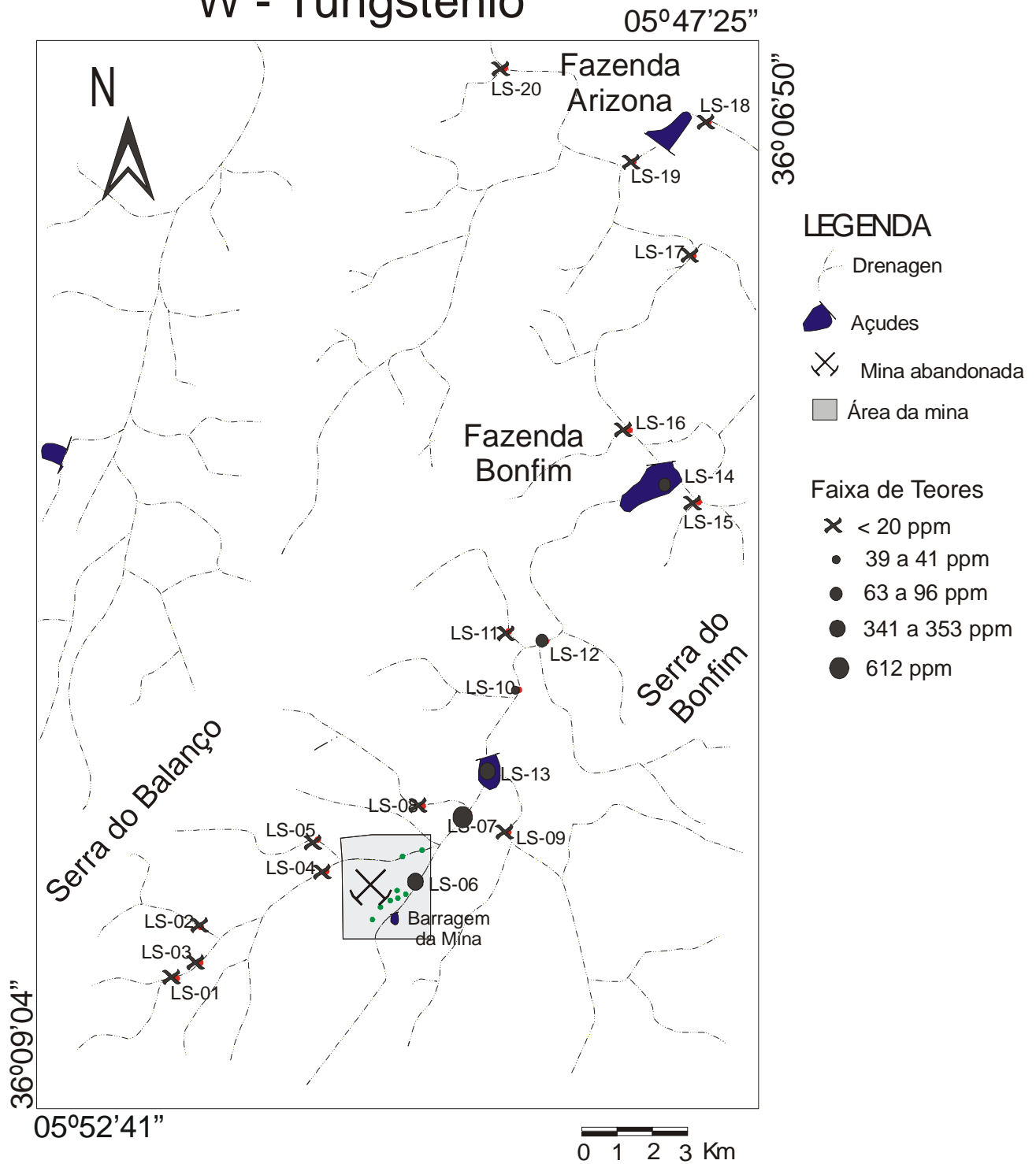


MAPA DE SÍMBOLOS

V - Vanádio

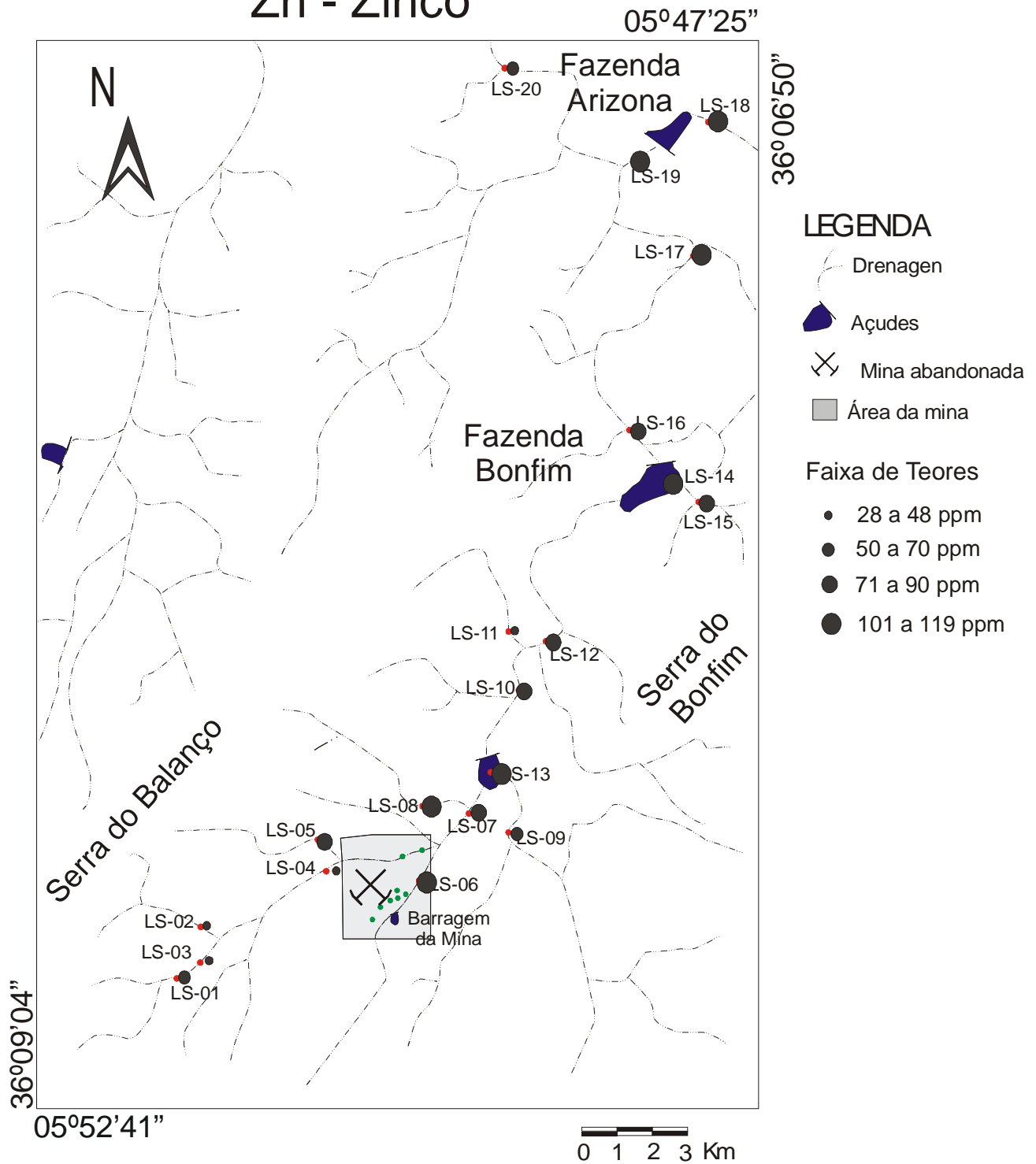


MAPA DE SÍMBOLOS W - Tungstênio



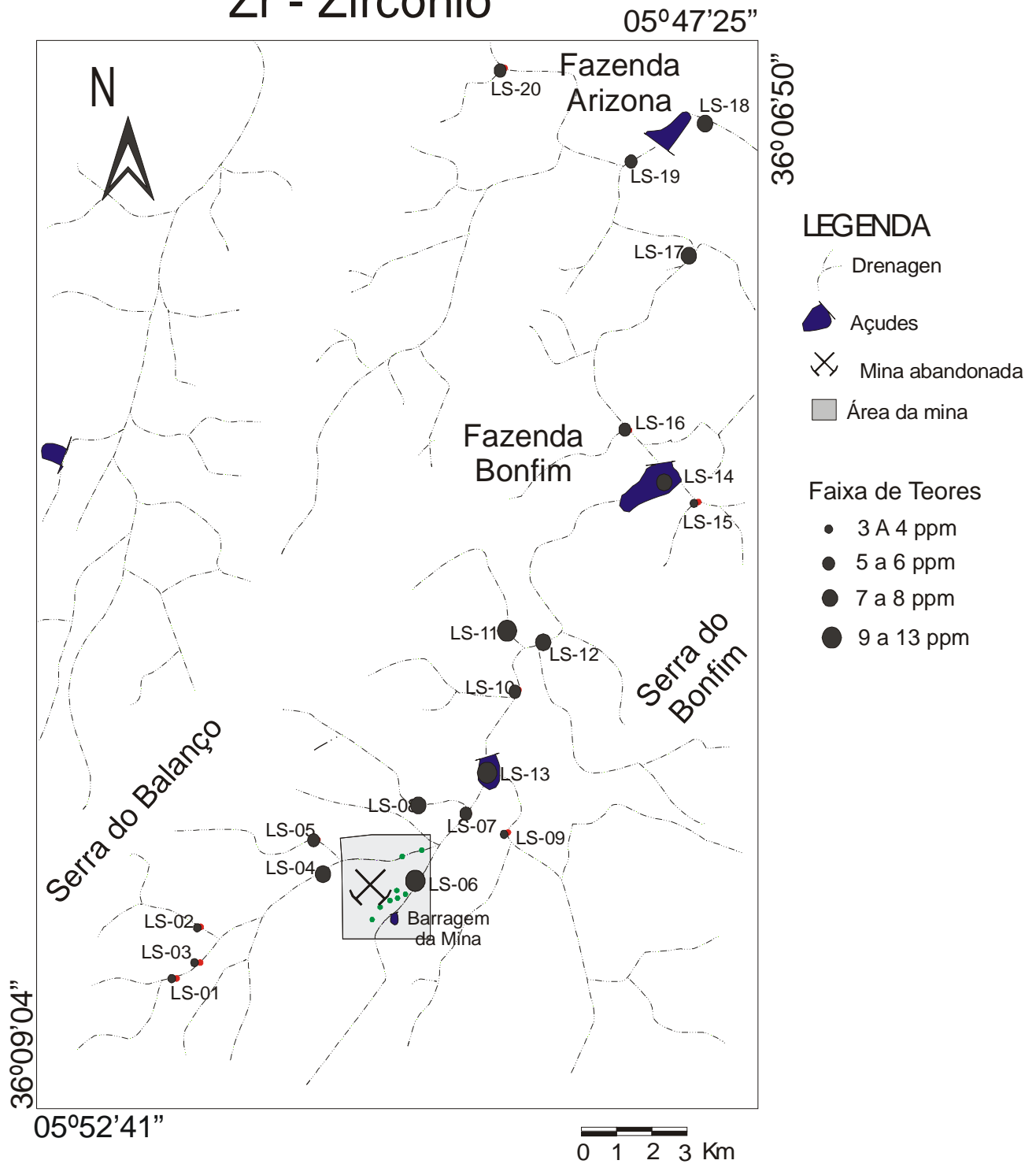
MAPA DE SÍMBOLOS

Zn - Zinco



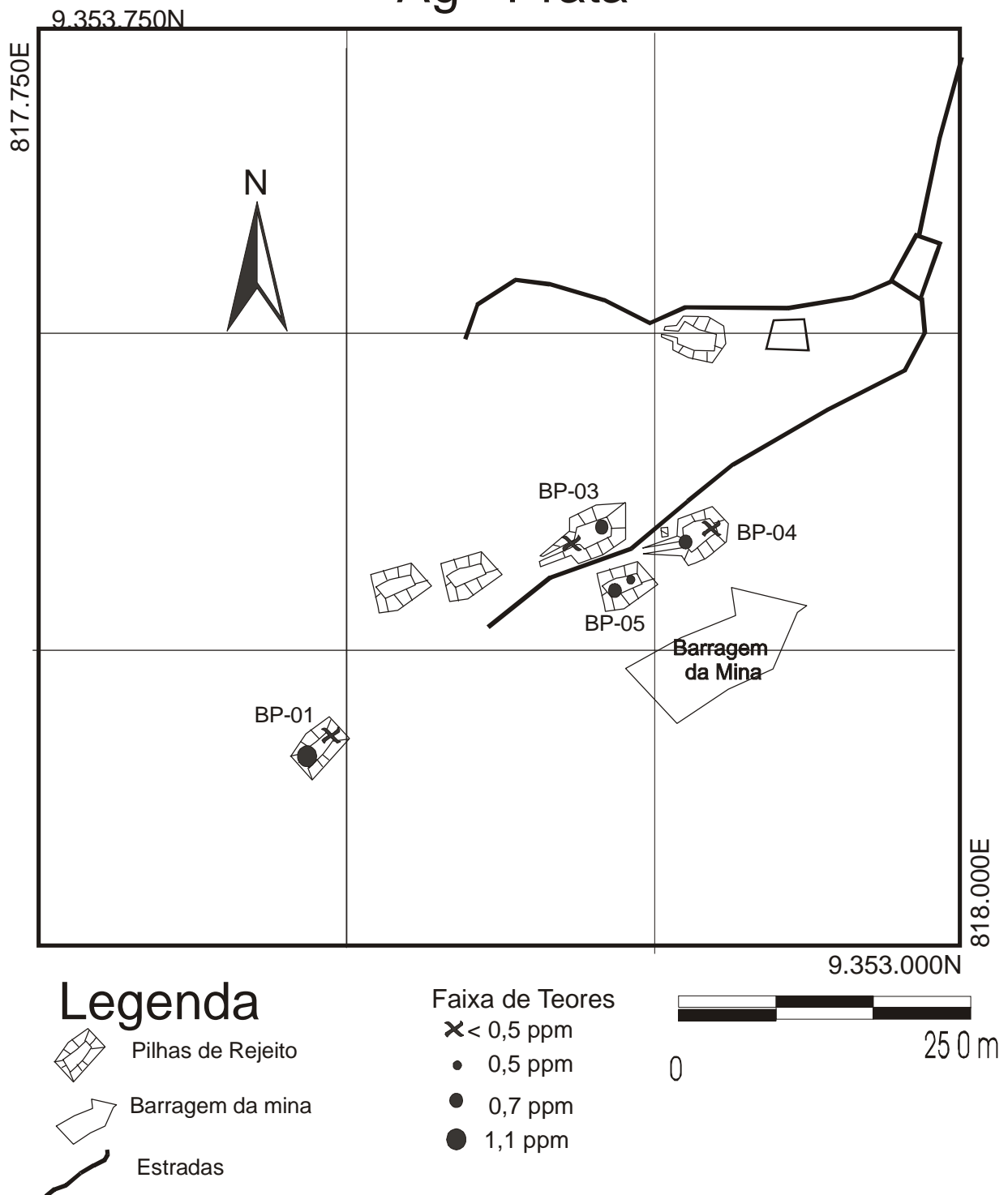
MAPA DE SÍMBOLOS

Zr - Zircônio

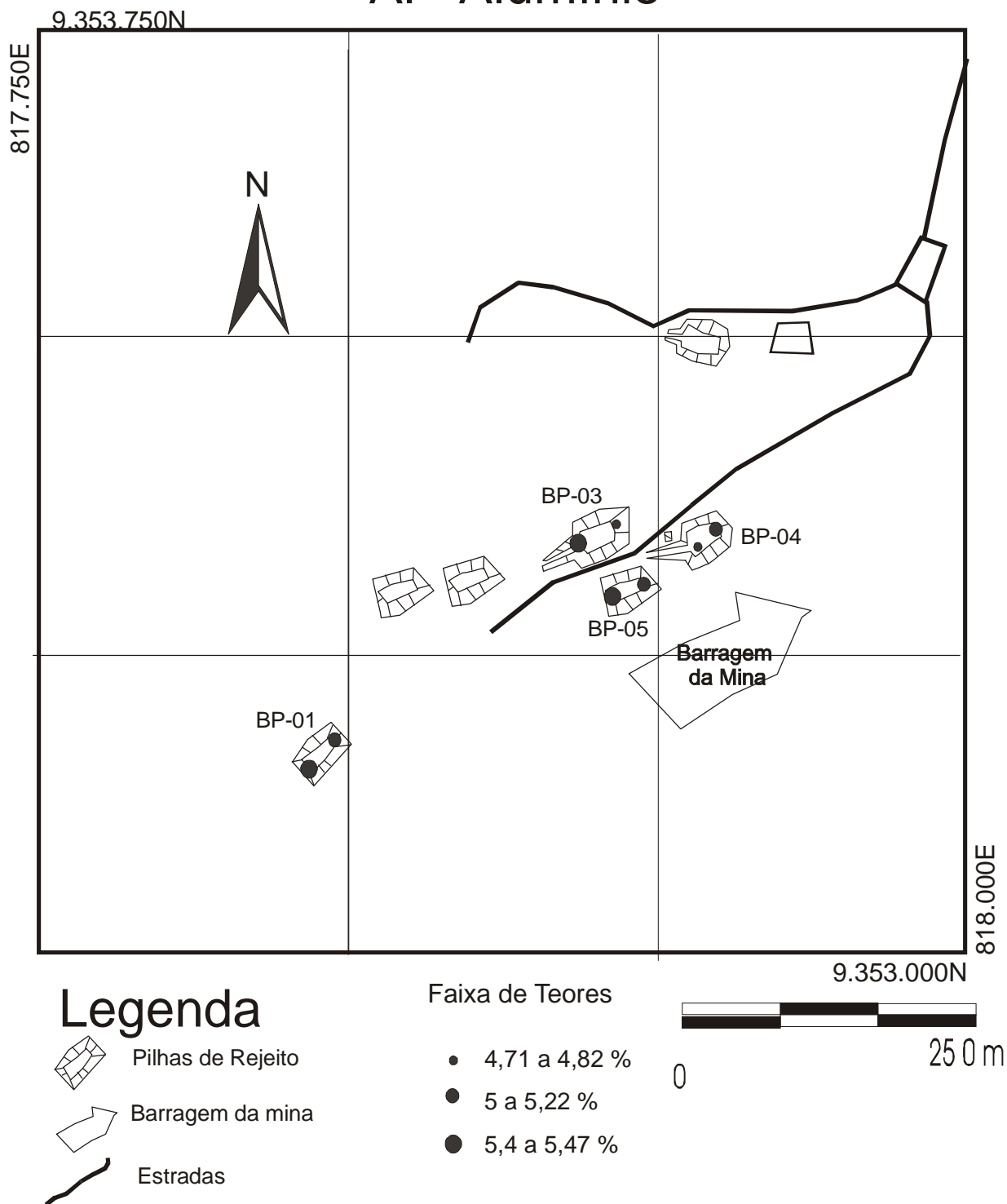


Anexo IX

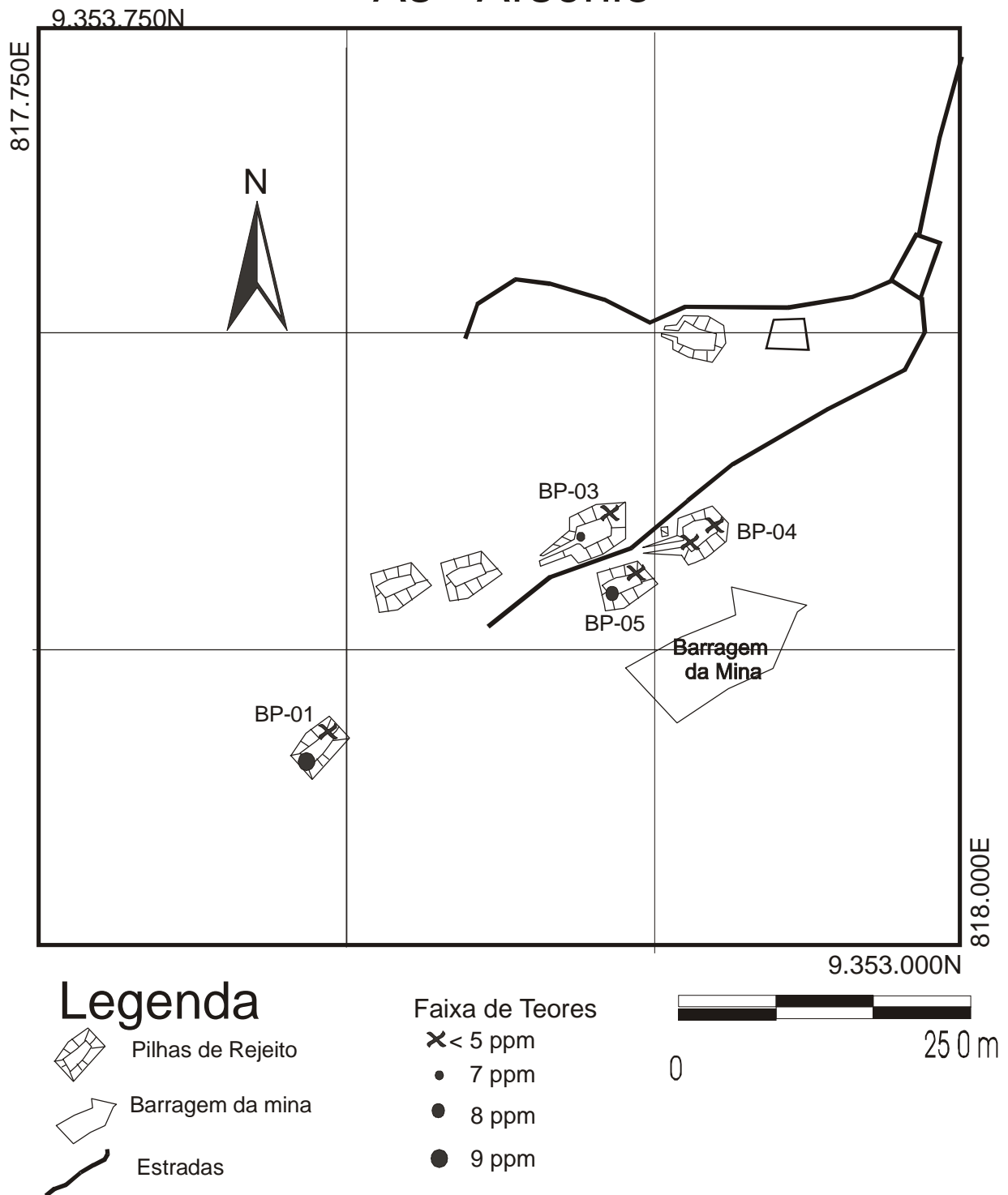
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Ag - Prata



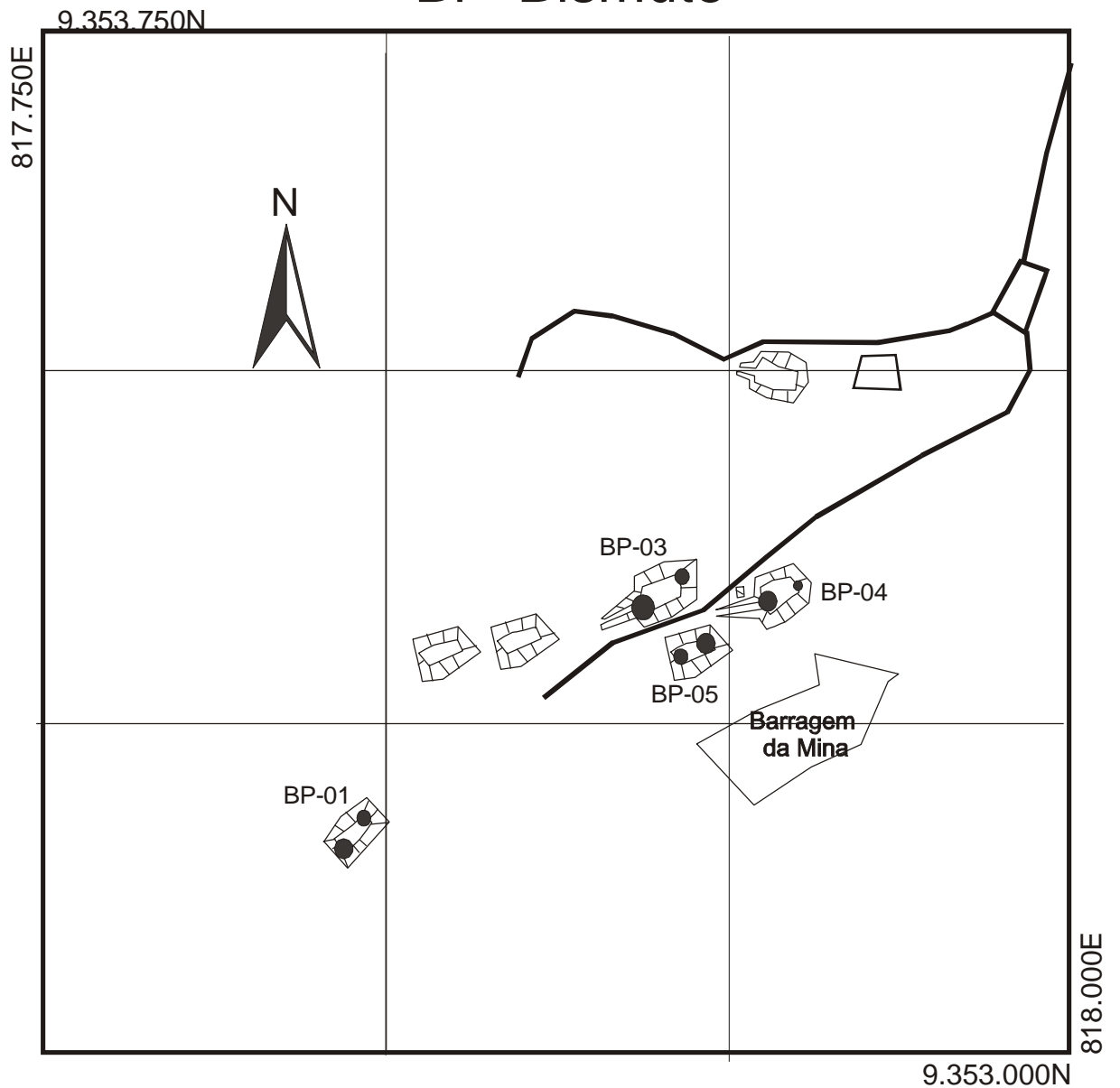
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Al - Alumínio






Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito As - Arsênio







Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Bi - Bismuto



Legenda

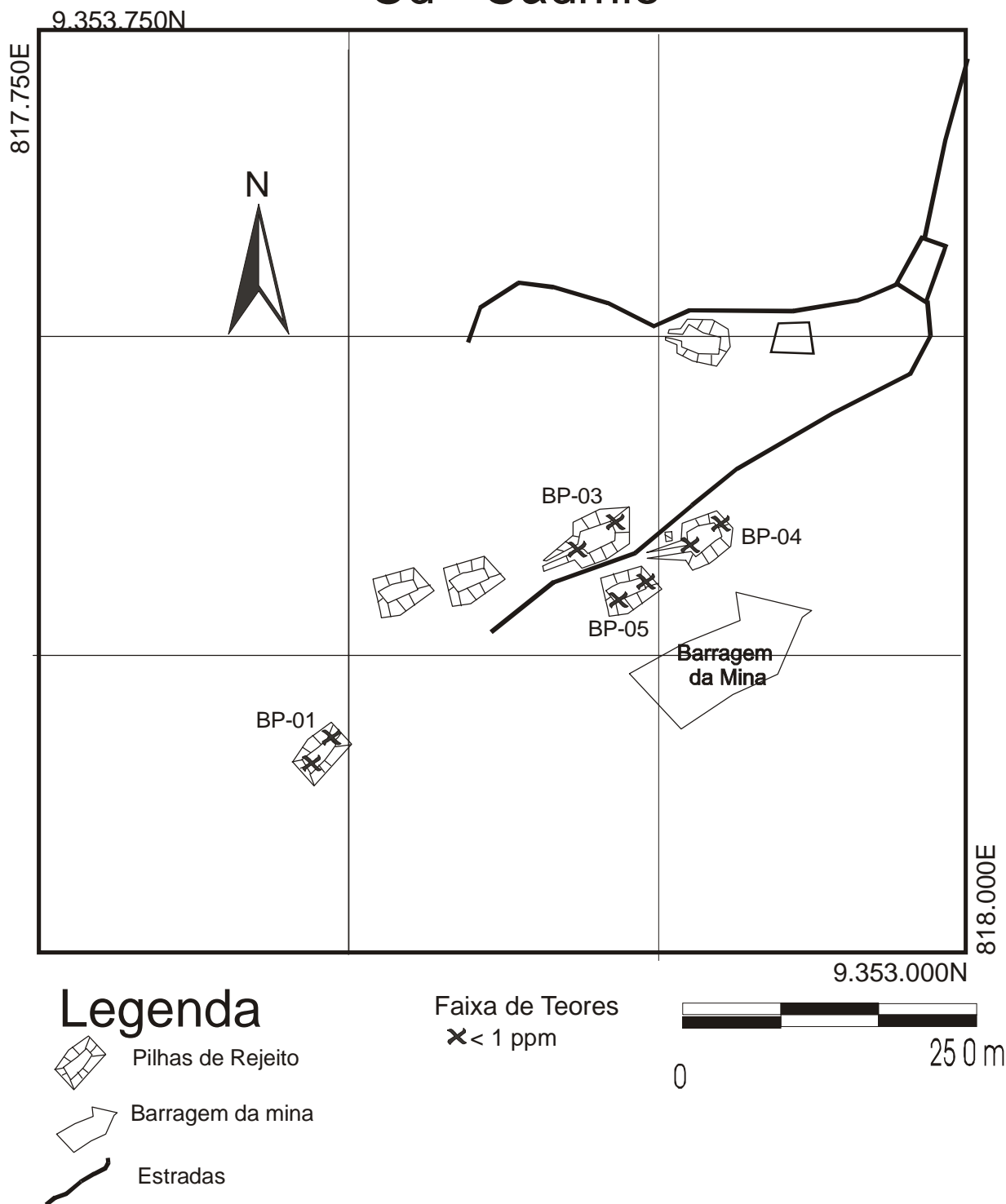
-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

Faixa de Teores

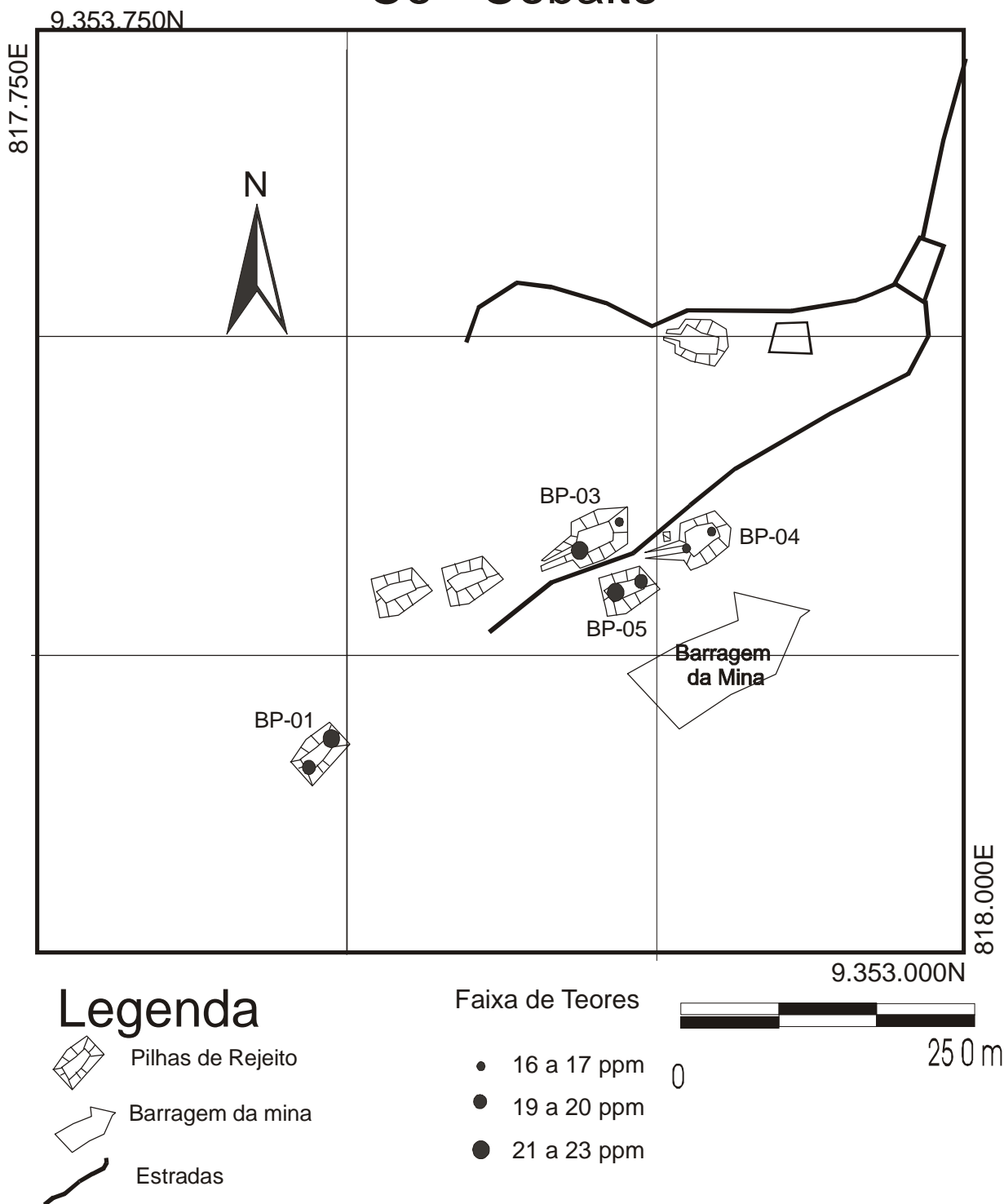
-  463 ppm
-  525 a 584 ppm
-  600 a 683 ppm
-  749 ppm



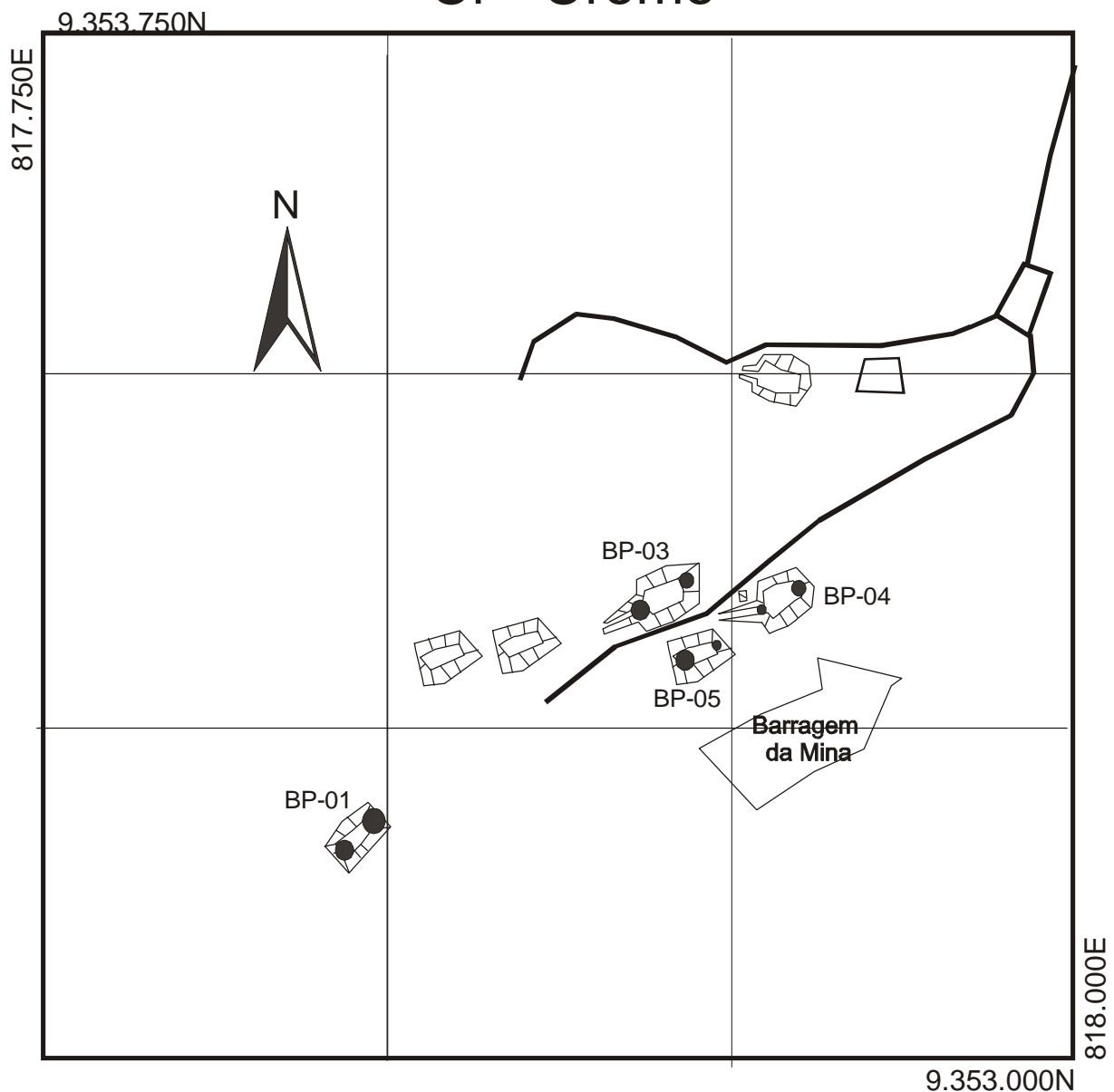
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Cd - Cádmio






Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Co - Cobalto



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Cr - Cromo



Legenda

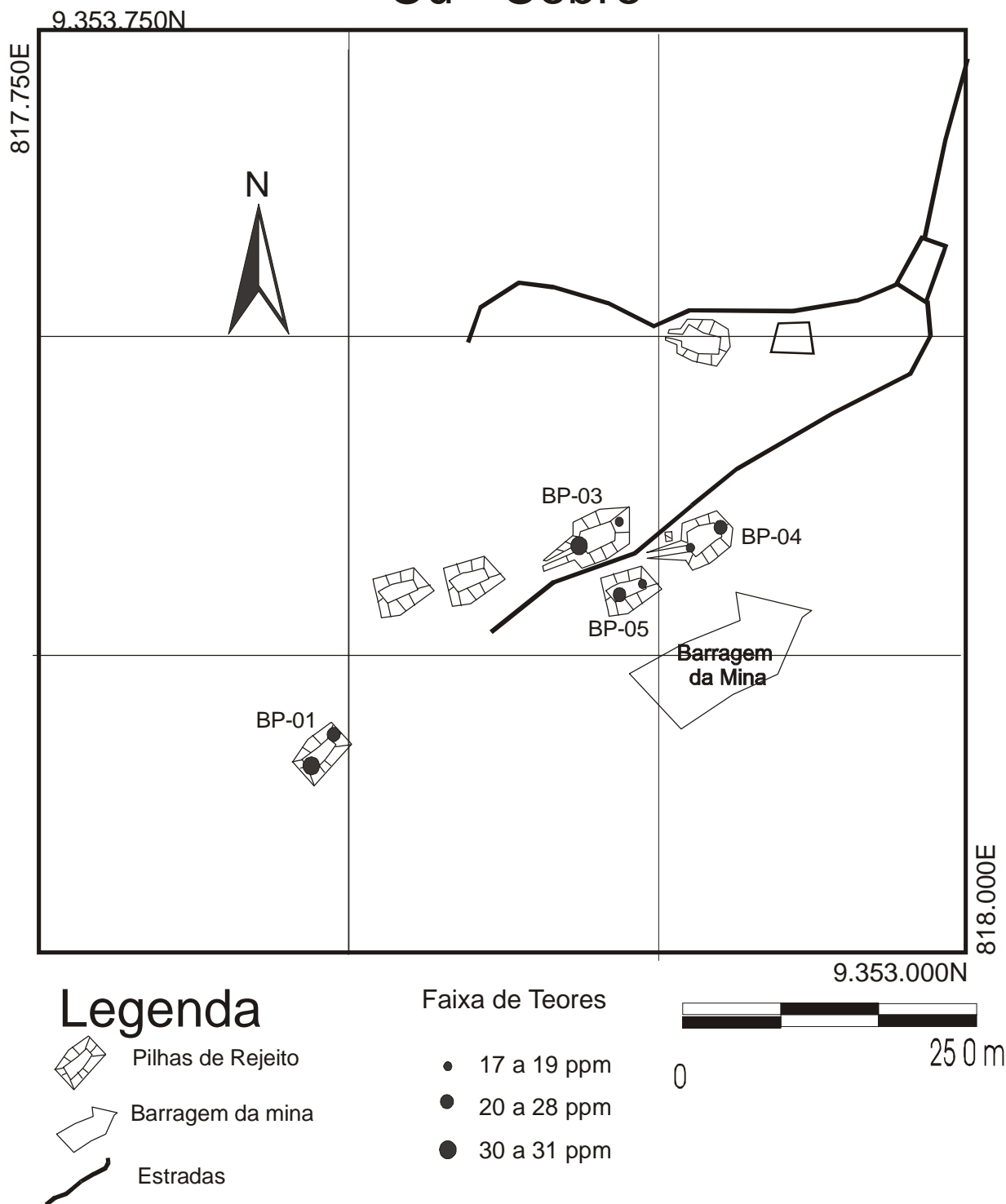
-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

Faixa de Teores

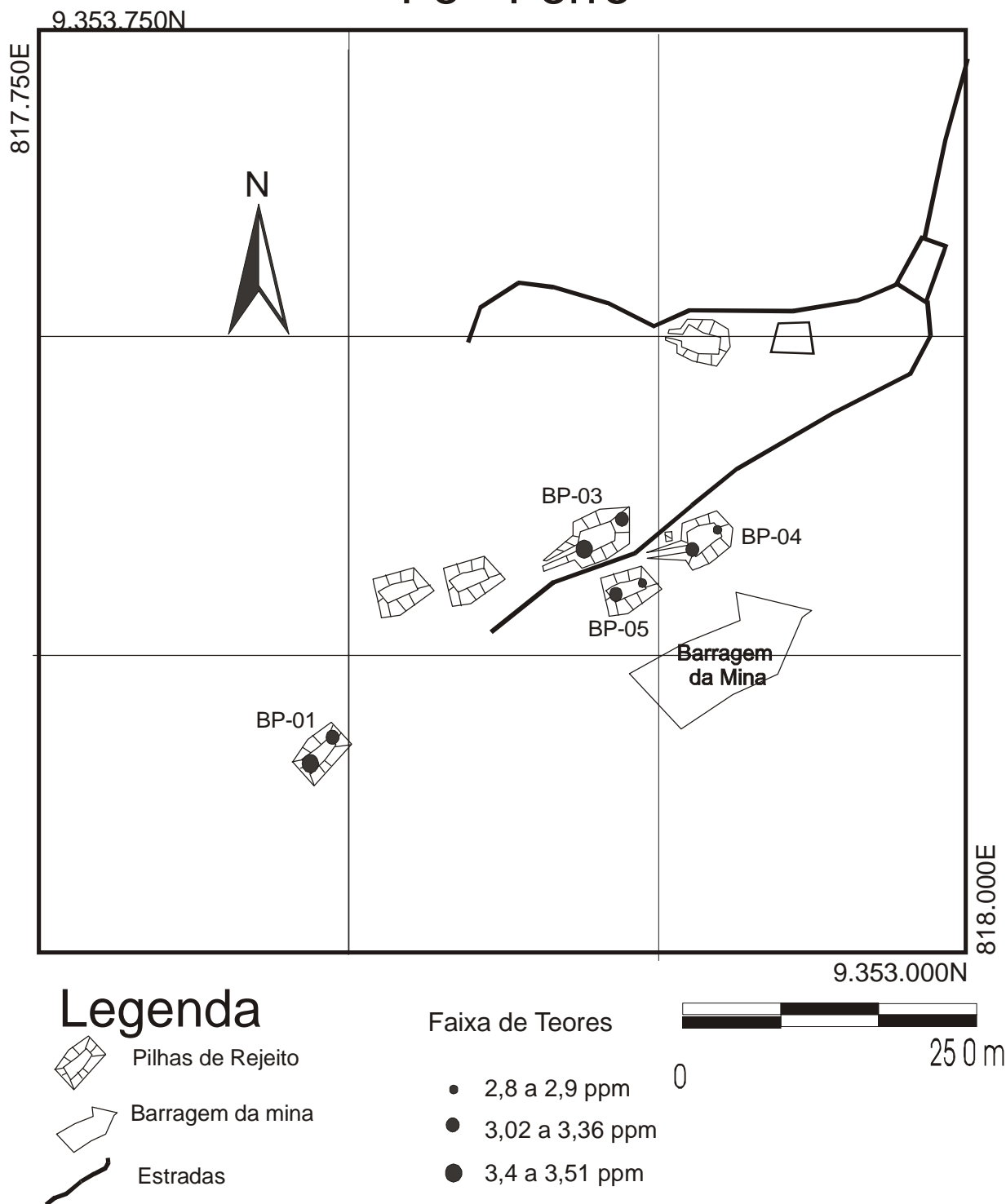
- 51 a 53 ppm
- 62 a 65 ppm
- 70 a 76 ppm
- 80 ppm



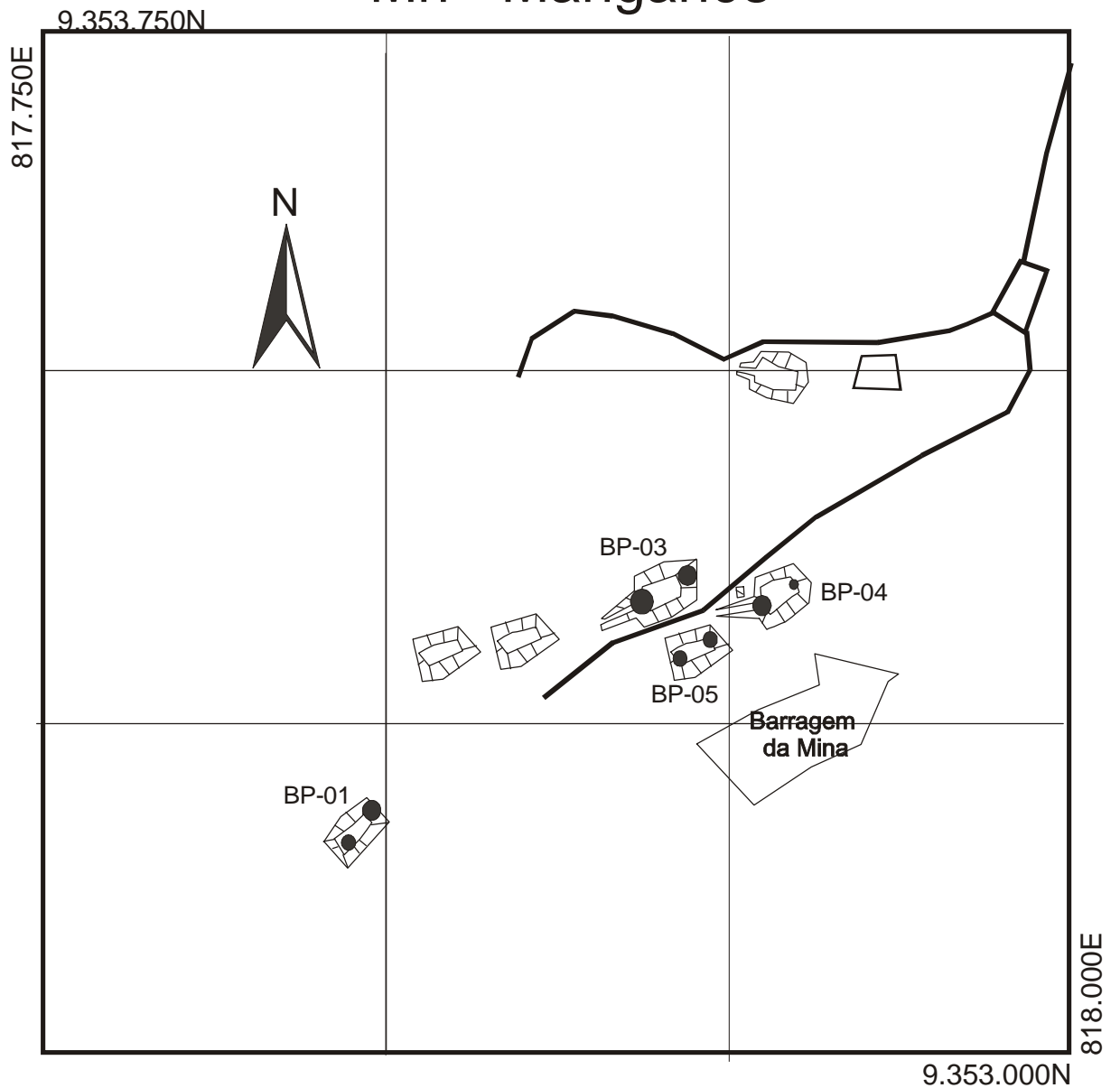
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Cu - Cobre






Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Fe - Ferro



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Mn - Manganês



Legenda

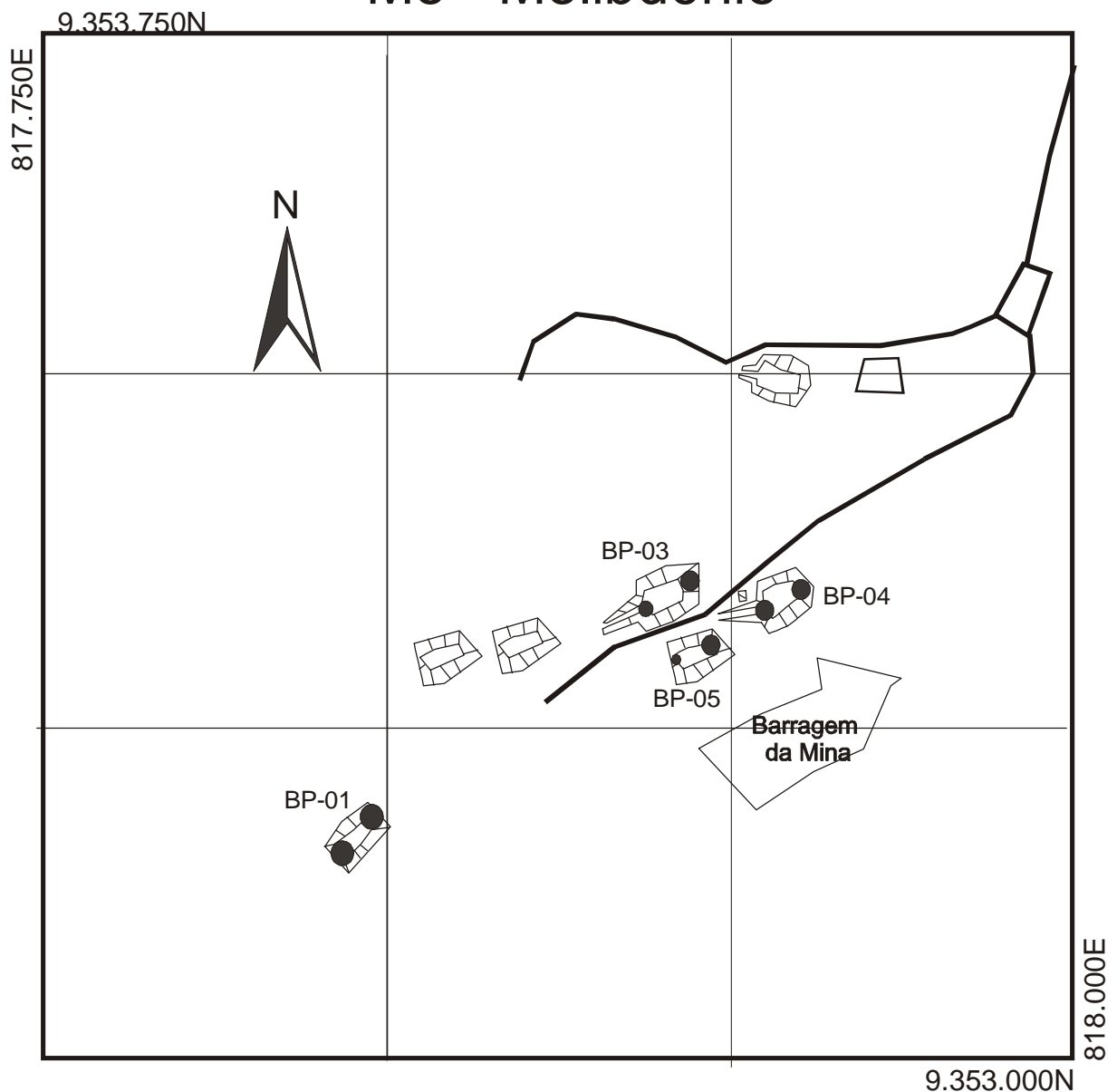
-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

Faixa de Teores




- 1210 ppm
- 1347 a 1395 ppm
- 1558 a 1583 ppm
- 1831 ppm



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Mo - Molibdênio



Legenda

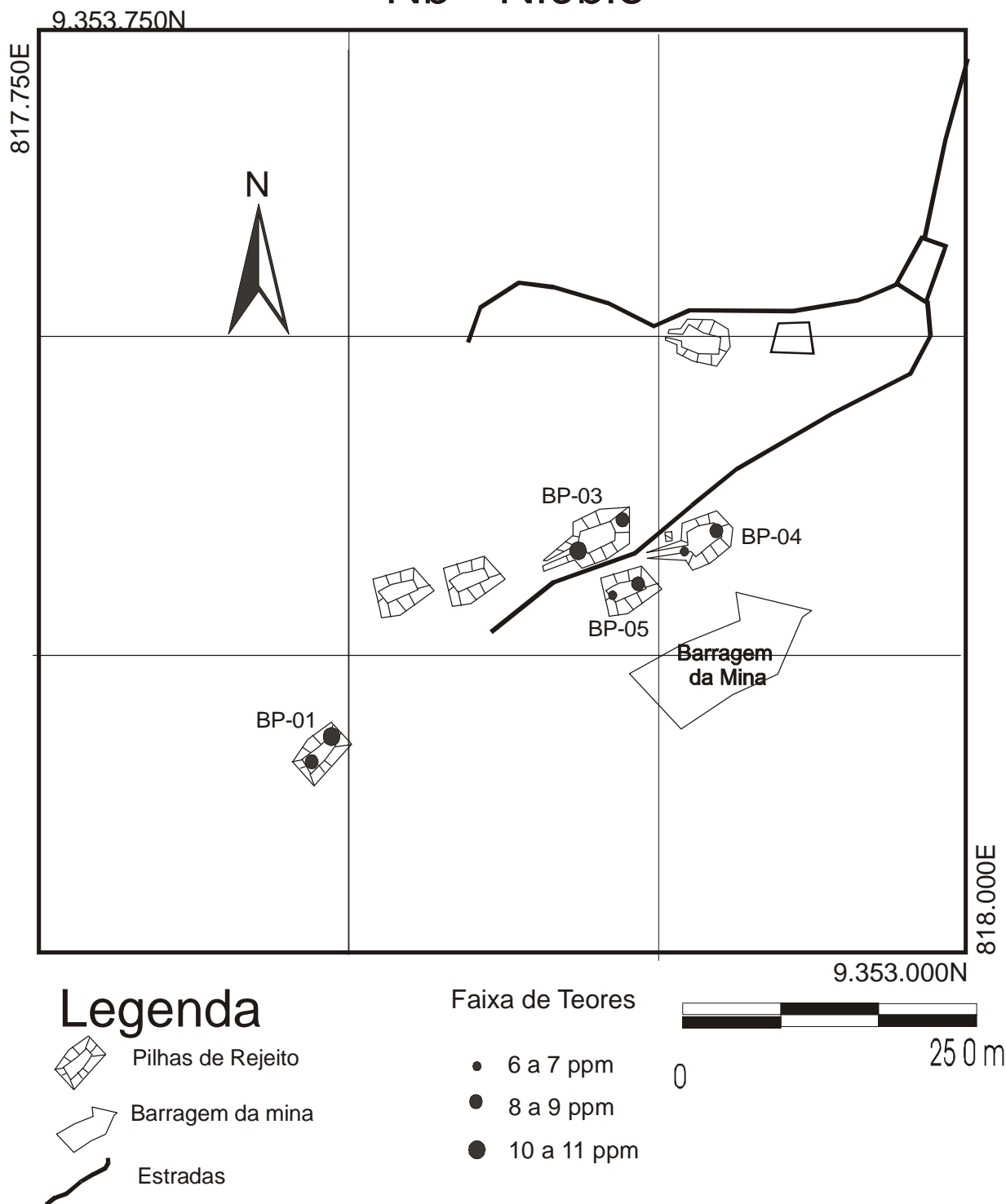
-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

Faixa de Teores

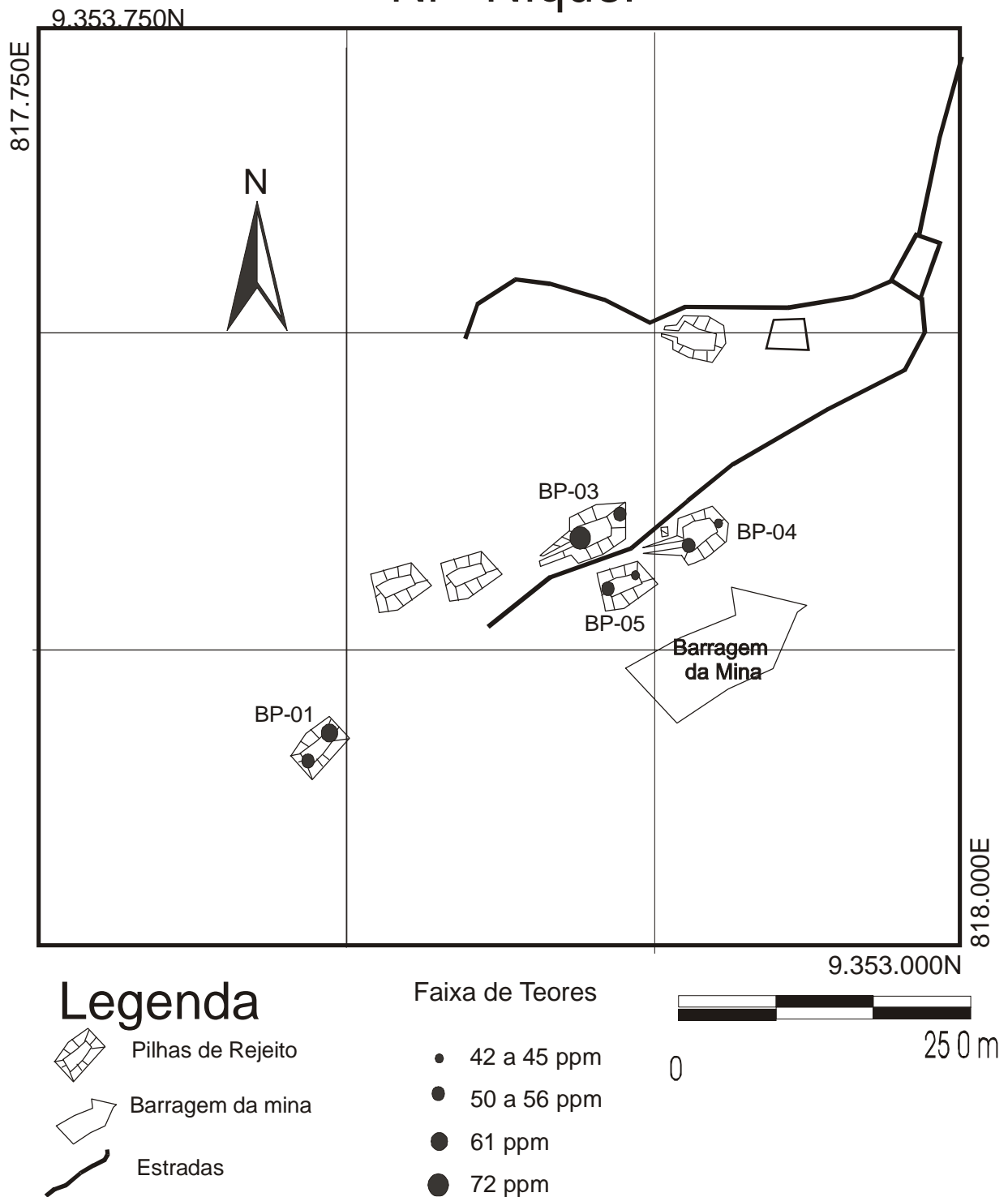
- 14 ppm
- 22 ppm
- 23 a 24 ppm
- 28 a 29 ppm



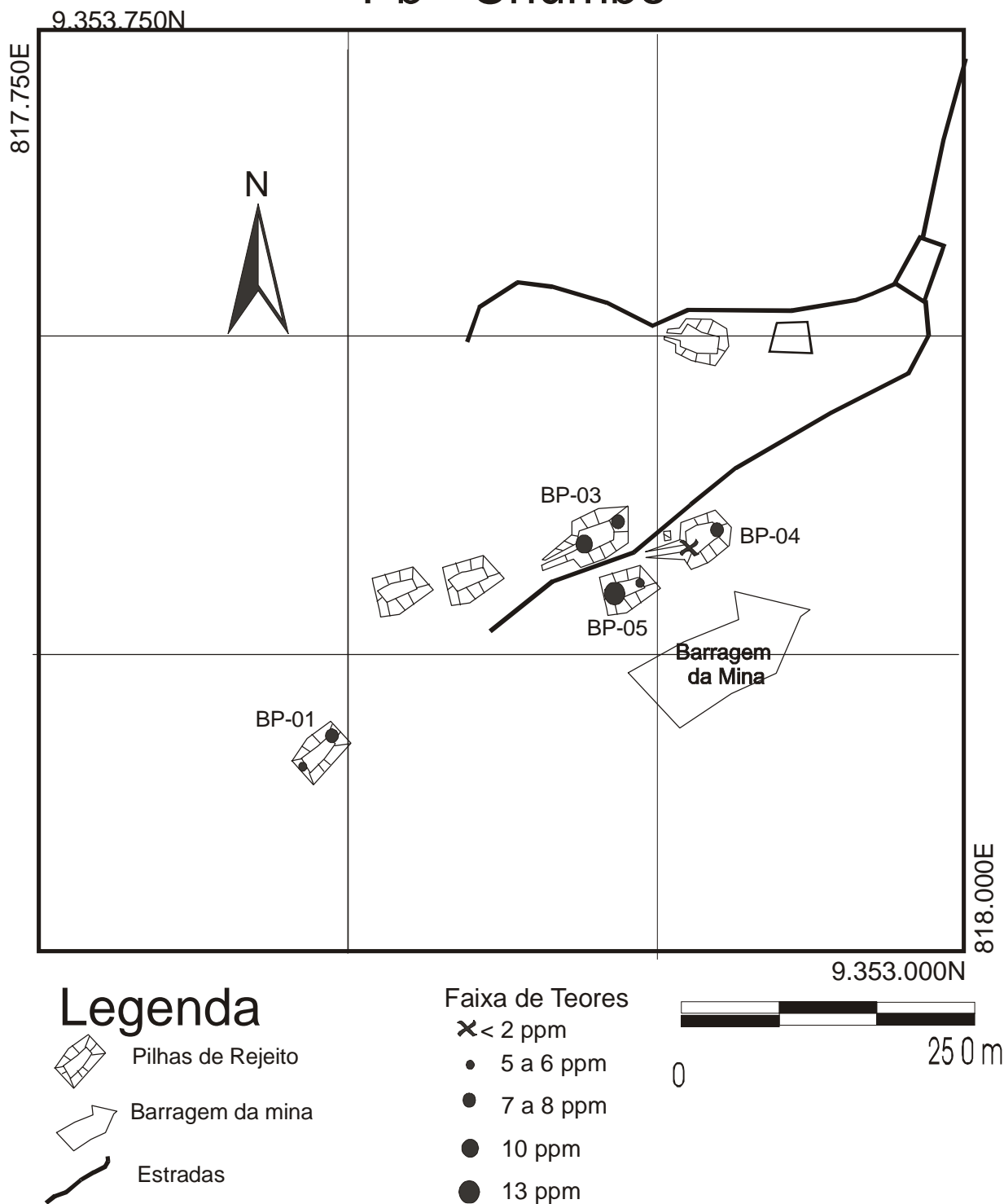
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Nb - Nióbio



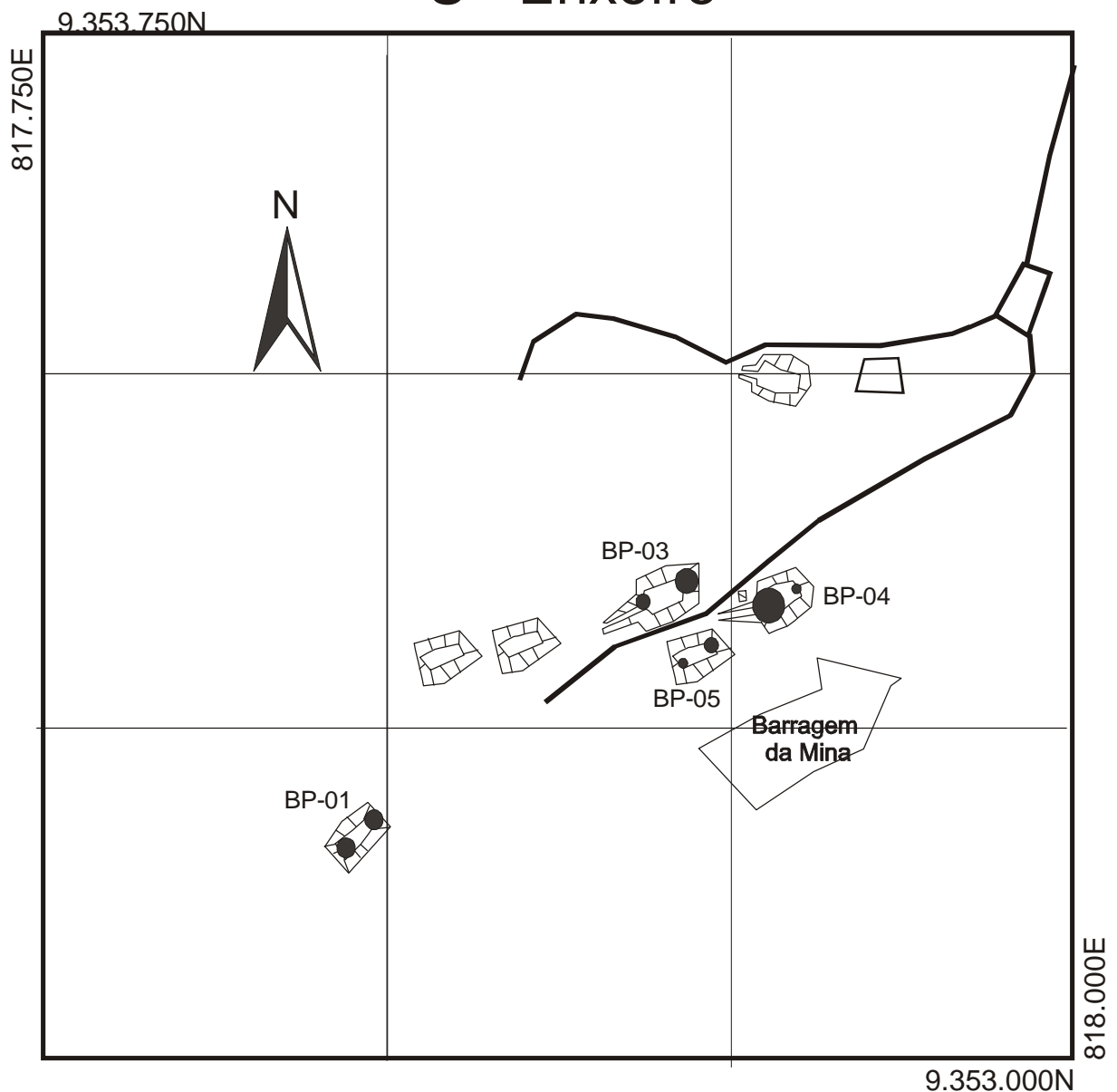
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Ni - Níquel






Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Pb - Chumbo



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito S - Enxofre



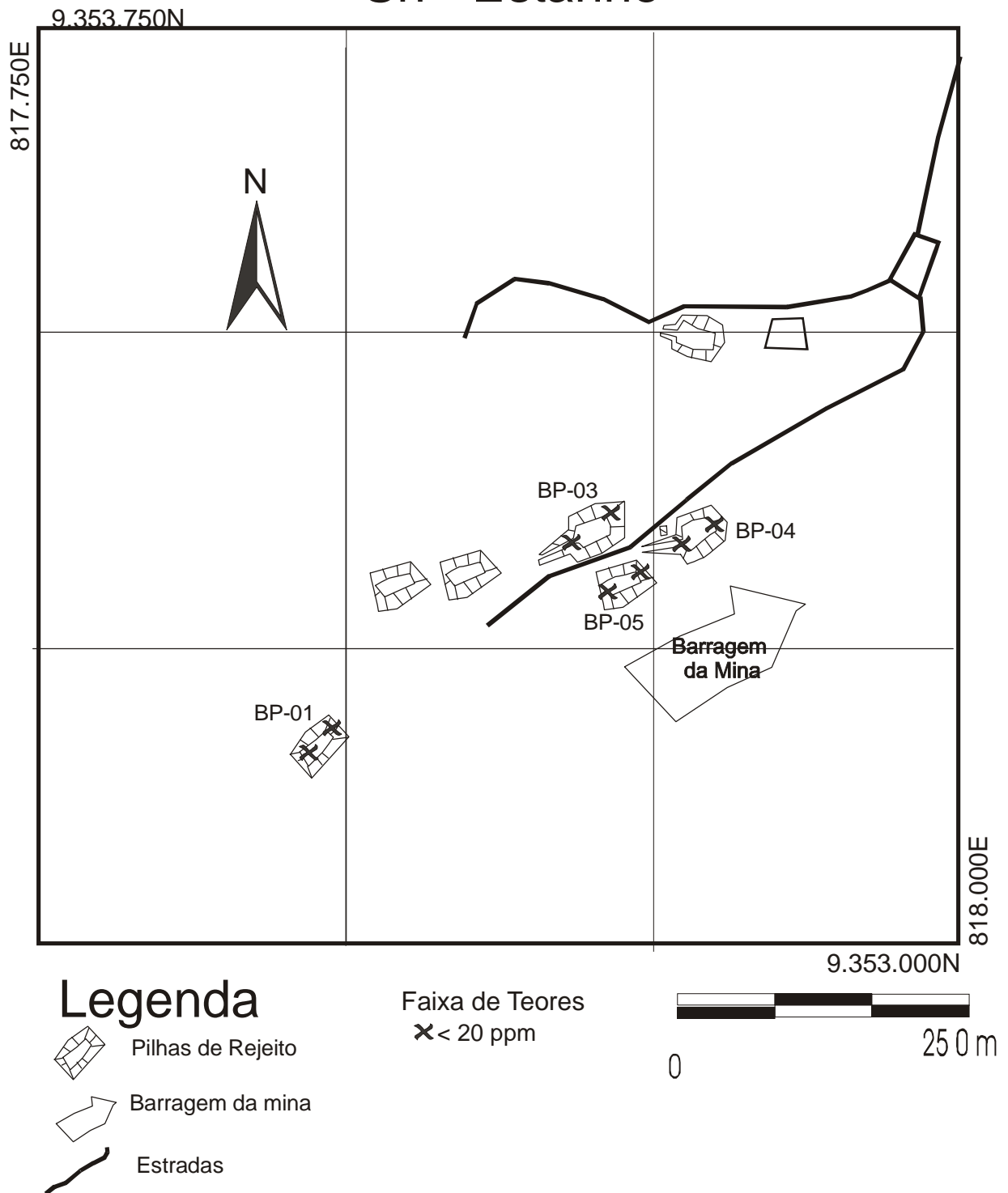
Legenda

-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

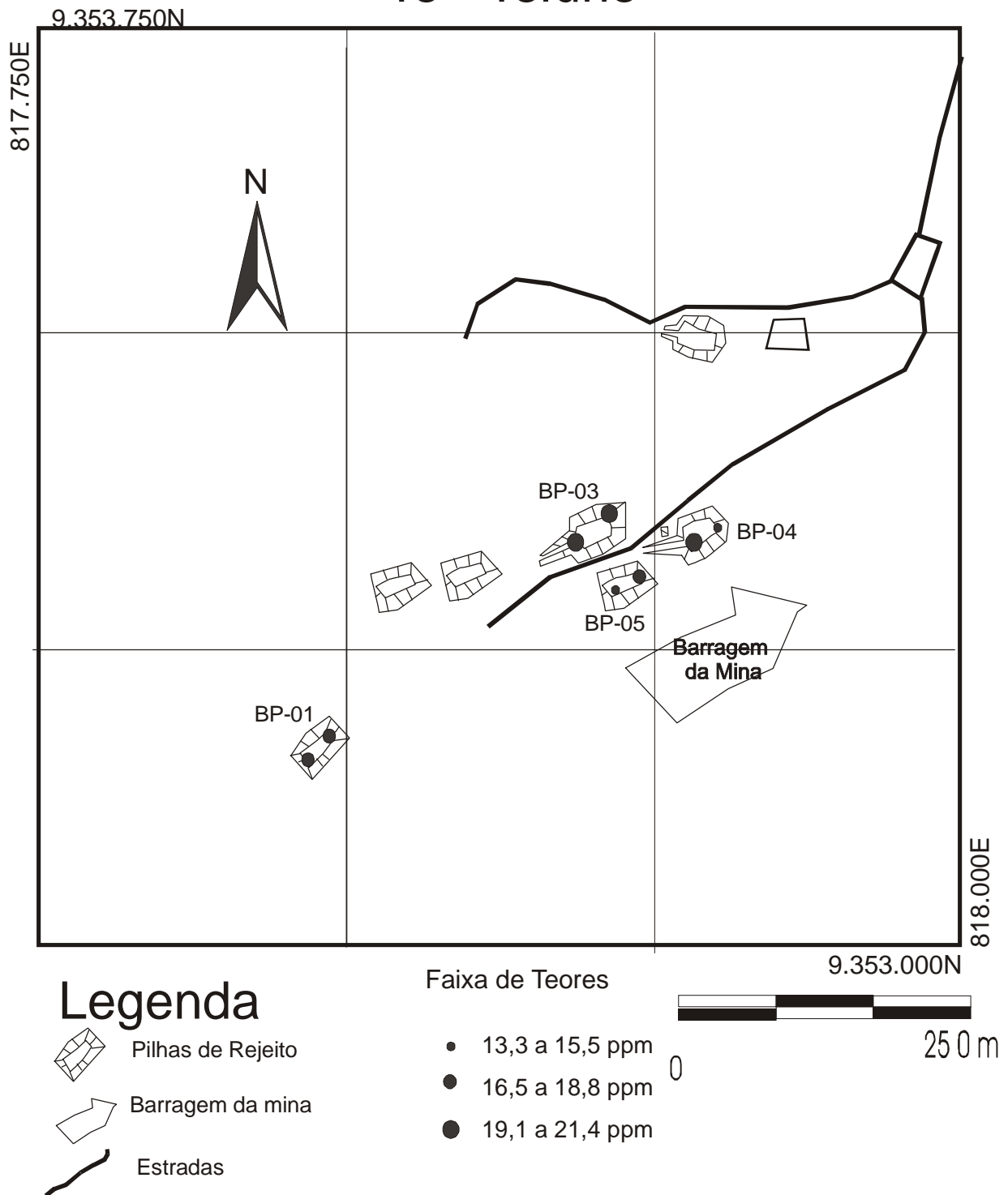
- Faixa de Teores
- 0,055 a 0,056 %
 - 0,063 a 0,065 %
 - 0,066 a 0,067 %
 - 0,073 %
 - 0,081 %



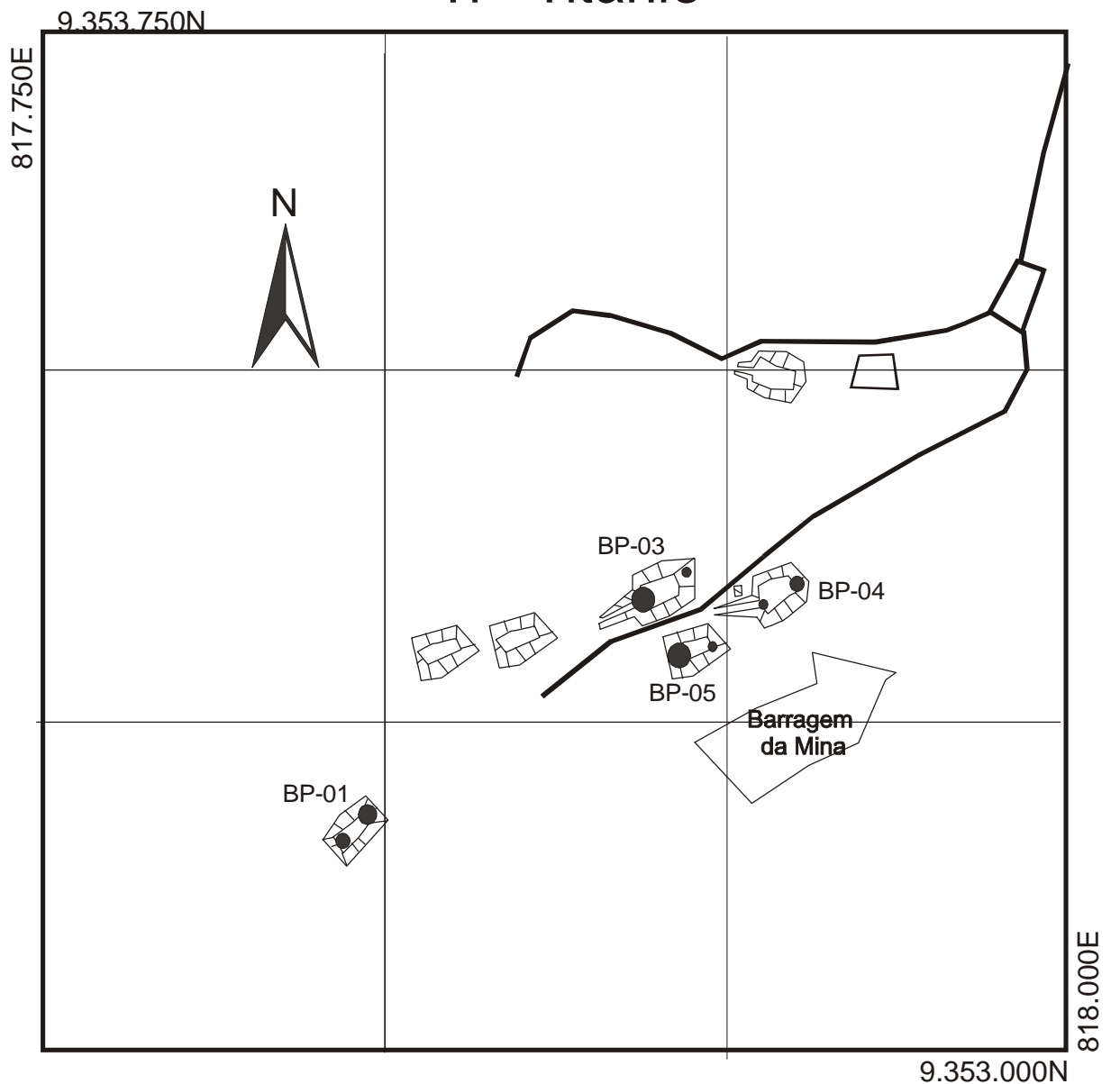
Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Sn - Estanho






Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Te - Telúrio







Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Ti - Titânio



Legenda

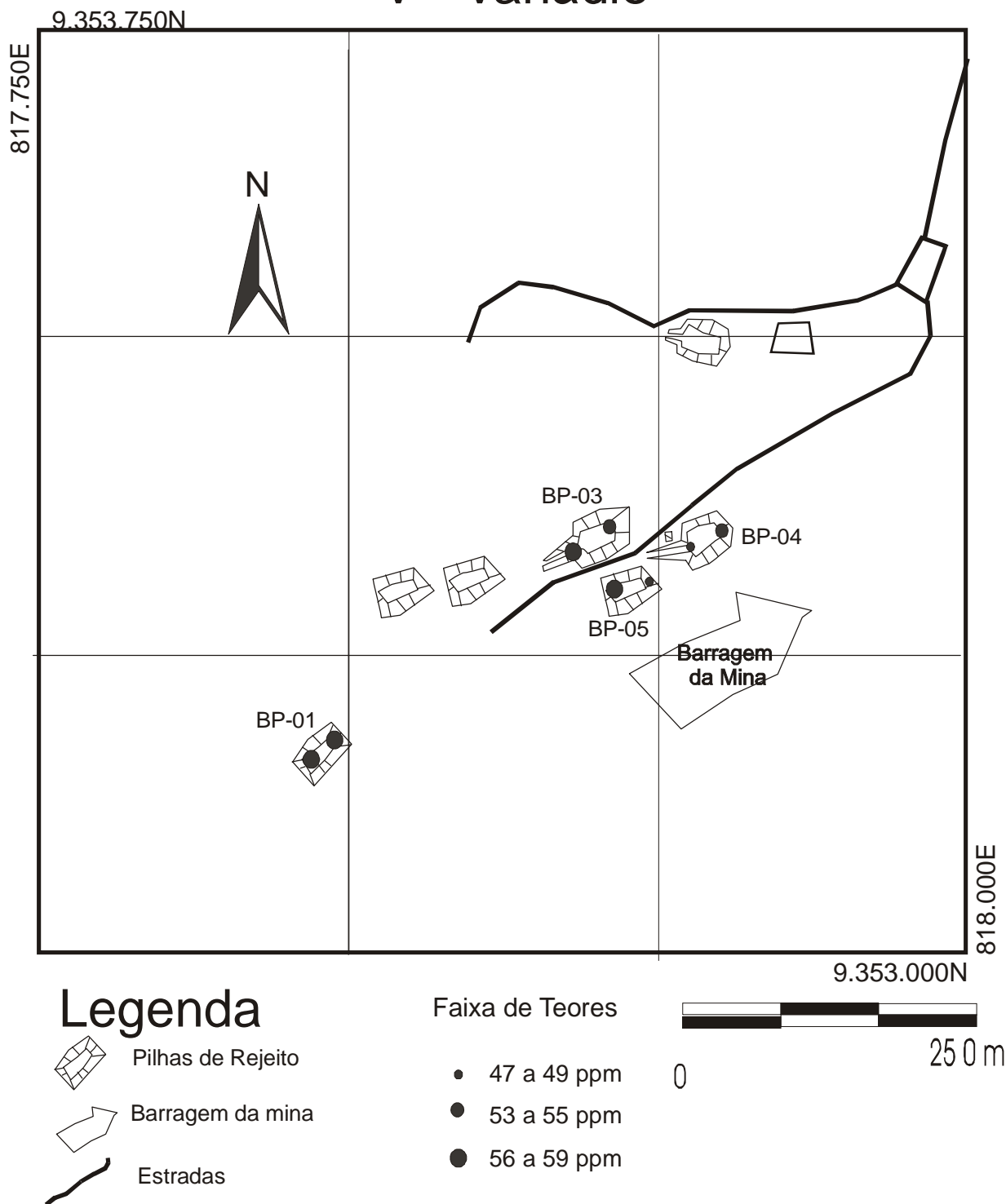
-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

Faixa de Teores

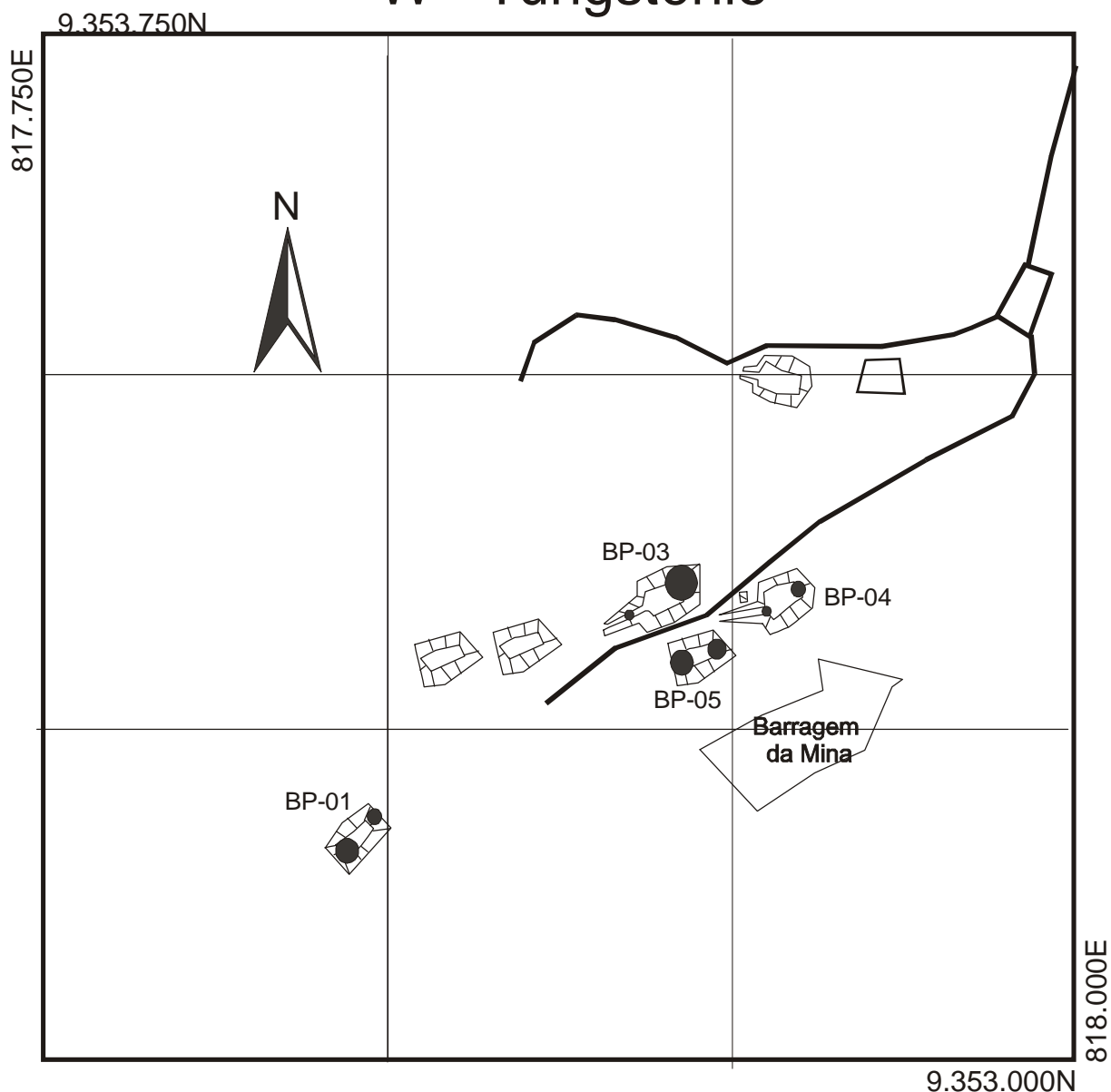
-  0,19 ppm
-  0,21 ppm
-  0,22 ppm
-  0,23 ppm






Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito V - Vanádio



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito W - Tungstênio

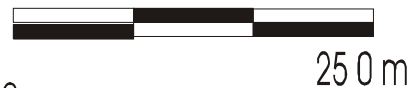


Legenda

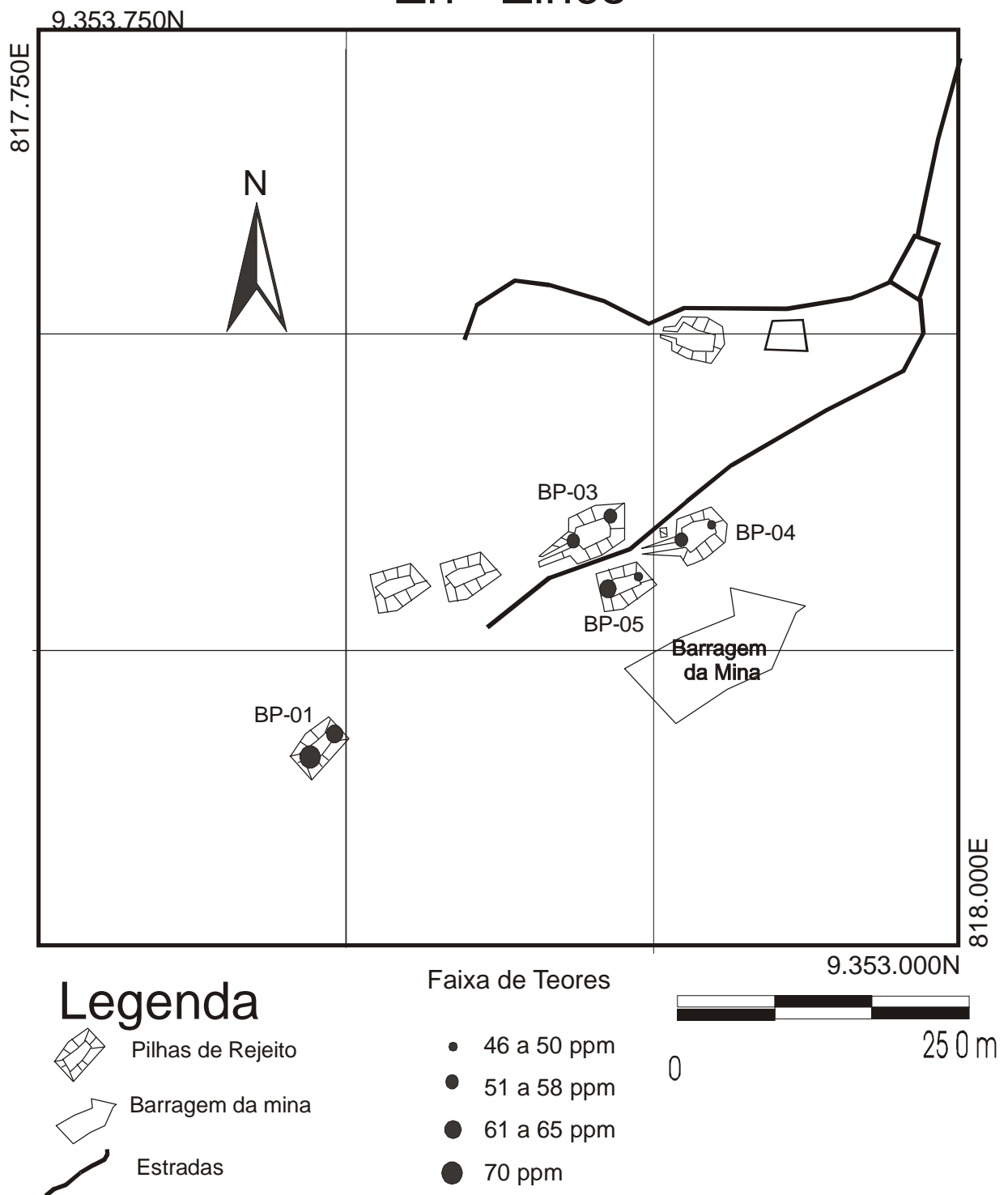
-  Pilhas de Rejeito
-  Barragem da mina
-  Estradas

Faixa de Teores

- 1337 a 1393 ppm
- 1467 a 1496 ppm
- 1506 ppm
- 1806 a 1850 ppm
- 1936 ppm



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Zn - Zinco



Mapa de Símbolos - Pilhas de Rejeito Zr - Zircônio

