



Universidade Federal do Pará
Centro de Geociências
Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR MERCÚRIO NO DISTRITO
MINERAL DE NAMBIJA – AMAZÔNIA DO EQUADOR**

TESE APRESENTADA POR

MARLIS ELENA RAMIREZ REQUELME

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em
Ciências na Área de GEOQUÍMICA E PETROLOGIA.

Data de Aprovação: 08.08.2000

Comitê de Tese

José Francisco da Fonseca Ramos
.....
JOSÉ FRANCISCO DA FONSECA RAMOS (Orientador)

Rômulo Simões Angélica
.....
RÔMULO SIMÕES ANGÉLICA

Edison Dausacker Bidone
.....
EDISON DAUSACKER BIDONE

Aos meus pais e irmãos

amigos entranháveis em todas as horas e companheiros de sonhos

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho no nível pretendido não seria possível sem a ajuda e colaboração de várias pessoas e instituições. A todos gostaria de demonstrar minha gratidão.

Agradecimentos muito especiais aos meus pais e irmãos pelo apoio incondicional e estímulo permanente que, em todos os momentos da minha vida nunca me faltaram com seu amor, compreensão e solidariedade.

Agradeço a inestimável colaboração e o patrocínio do Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico - DAAD, entidade que possibilitou a realização de meus estudos de pós-graduação no Brasil através da concessão de uma bolsa de estudos e pelo suporte financeiro para o trabalho de campo no Equador.

À União de Universidades Amazônicas - UNAMAZ e à vice-presidência da Unamaz Loja-Ecuador.

Ao Curso de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica - CPGG da Universidade Federal do Pará - UFPA, pelo curso ofertado e utilização da infra-estrutura de seus laboratórios em diferentes etapas do trabalho.

À Universidade Nacional de Loja - UNL pelo encaminhamento para a obtenção da bolsa de estudos e atenção sempre disponível.

À Coordenação de Ecologia Humana e Meio Ambiente - COEHMA do Instituto Evandro Chagas pela efetiva colaboração na realização das análises de mercúrio.

Ao professor Dr. José Francisco da Fonseca Ramos, orientador desta dissertação, pelo apoio indispensável e incentivo permanente ao longo do curso e trabalho de pesquisa.

Ao Professor Dr. Rômulo Simões Angélica pelos ensinamentos, contribuições e discussões que auxiliaram na confecção desta dissertação.

Ao Msc. Edilson da Silva Brabo pelas correções e sugestões sobre a redação do texto e auxílio no desenvolvimento da etapa de laboratório e pela amizade.

À Professora Dra. Eliene López de Souza pela leitura crítica do texto, amizade e incentivo permanente.

Ao colega e amigo Eng. Geólogo Wilson Bonilla pelo acompanhamento no trabalho de campo e prestimosas sugestões nas discussões referentes a geologia.

Ao Eng. de Minas Juan Francisco Quezada pela amizade, companheirismo e pelo apoio nos trabalhos de campo e pesquisa.

A Rigo, folha da minha árvore de amigos, abrigada hoje e sempre pela solidez da sua amizade, ensinamentos e estímulo permanente na execução de metas, sonhos e esperanças.

Aos amigos, Adriana, Cleive, Clivia, Daniel, Eduardo, Helenice, Hemert, Ivanilce, Kátia, Lucio, Marcia Gaspar, Marcia Milene, Marco António, Marlene, Michelle, Rita e Silvio pela inestimável colaboração, incentivo, amizade e espírito de companherismo nas horas de desânimo.

Aos funcionários do Centro de Geociências da UFPA, em especial aos das seções de secretária, biblioteca, laboratório de análises químicas e absorção atômica, pela atenção recebida.

Finalmente a todos aqueles que de forma direta e indireta contribuíram para a conclusão desta dissertação de tese de mestrado.

O futuro depende do que fazemos agora
o que fazemos determina o resultado.

Michael Drosman

SUMÁRIO

	Pag.
DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
EPÍGRAFE	iv
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	viii
RESUMO	1
ABSTRACT	3
1- INTRODUÇÃO	5
1.1- ANTECEDENTES	5
1.2- PROBLEMÁTICA E OBJETIVOS	7
1.3- ESTUDOS ANTERIORES	9
2- CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	11
2.1- ASPECTOS FISIOGRAFICOS	11
2.1.1- Localização	11
2.1.2- Topografia	11
2.1.3- Hidrografia	11
2.1.4- Clima e vegetação	13
2.1.5- Solo	13
2.2- ASPECTOS SÓCIO-ECONÔMICOS	14
2.2.1- População e Atividades Econômicas	14
2.2.2- Vias de Acesso e Infra-estrutura	15
2.3- GEOMORFOLOGIA	15
2.3.1- Feições Geomorfológicas	15
2.3.2- Intemperismo	16
2.3.3- Remoção de Material	16
2.4- CONTEXTO GEOLÓGICO	16
2.4.1- Contexto Geotectônico	16
2.4.2- Geologia da Área de Estudo	19
2.4.3- Mineralização	21
2.5- DESCRIÇÃO DA EXPLOTAÇÃO MINEIRA EM NAMBUJA	22
2.5.1- Beneficiamento de Minérios	24

	Pág.
2.5.2- Produção Atual e Potencial das Reservas	26
3- CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES DE EMISSÃO E DOS CONTAMINANTES	27
3.1- MERCÚRIO	28
3.1.1- Generalidades	28
3.1.2- Propriedades Físico-químicas	30
3.1.3- Fontes de Emissão e Usos	31
3.1.4- Espécies Químicas do Mercúrio	34
3.1.5- A Cadeia Alimentar e o Homem	36
3.1.6- Riscos e Conseqüências	37
3.1.7- Processo de Amalgamação, Situação Atual	38
3.2- METAIS PESADOS	39
3.2.1- Generalidades	39
3.2.2- Fontes de Emissão de Metais	41
3.2.3- Aspectos Gerais Sobre os Metais Pesados Estudados	42
3.3- CIANETAÇÃO	48
4- METODOLOGIA	49
4.1- METODOLOGIA DE CAMPO	49
4.2- MÉTODOS ANALÍTICOS	51
4.2.1- Preparação das Amostras	51
4.2.2- Determinação de Mercúrio Total em Amostras de Sedimento e Solo	51
4.2.3- Determinação de Metais Pesados em amostras de Sedimento e Solo	54
4.2.4- Determinação de Carbono Orgânico	54
4.2.5- Análise Mineralógica	56
4.2.6- Precisão	56
4.2.7- Exatidão	56
4.3- TRATAMENTO DE DADOS	57
5- RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1- RESULTADOS ANALITICOS DE MERCÚRIO	62
5.1.1- Distribuição da Concentração de Mercúrio Total em Solos	64
5.1.2- Distribuição da Concentração de Mercúrio Total em Sedimentos	67
5.2- RESULTADOS ANALITICOS DE METAIS PESADOS	72

	Pág.
5.2.1- Metais Pesados em Solos	72
5.2.2- Metais Pesados em Sedimentos	80
5.2.3- Metais Pesados em rejeitos de Garimpagem	87
5.3- CARBONO ORGÂNICO	88
5.4- COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA	89
5.5- VARIABILIDADE DOS RESULTADOS	89
6- CONCLUSÕES	92
7- MELHORAMENTO AMBIENTAL	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94
ANEXOS	102
Anexo A. Localização dos Pontos de Amostragem	103
Anexo B. Concentração de Mercúrio Total em Amostras de Solo	105
Anexo C. Concentração de Mercúrio Total em Amostras de Sedimento	106
Anexo D. Diagramas de Distribuição e Histogramas de Frequência para os Metais Cádmio, Chumbo, Cobre e Cromo em Amostras de Solo	107
Anexo E. Diagramas de Distribuição e Histogramas de Frequência para os Metais Mercúrio, Manganês, Níquel e Zinco em Amostras de Solo	108
Anexo F. Diagramas de Distribuição e Histogramas de Frequência para os Metais Cádmio, Chumbo, Cobre e Cromo em Amostras de Sedimento	109
Anexo G. Diagramas de Distribuição e Histogramas de Frequência para os Metais Mercúrio, Manganês, Níquel e Zinco em Amostras de Sedimento	110

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

	Pag.
Figura 2.1 - Mapa de localização da área de estudo	12
Figura 2.2 - Mapa Fisiográfico do Equador	18
Figura 2.3 - Mapa geológico da área de estudo	20
Figura 2.4 - Diagrama geral do processo de beneficiamento do ouro no Distrito Mineral de Nambija	25
Figura 3.1 - Diagrama de fluxo de material na mineração do ouro no sul do Equador	29
Figura 4.1 - Mapa dos pontos de amostragem	50
Figura 4.2 - Procedimento analítico para dosagem de mercúrio total	52
Figura 4.3 - Diagrama esquemático do princípio de funcionamento do MERCURY ANALYZER - HG 3500	53
Figura 4.4 - Determinação de metais pesados: Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd e Mn	55
Figura 5.1 - Concentração média de mercúrio em amostras de solo	65
Figura 5.2 - Distribuição da concentração de mercúrio em amostras de solo	66
Figura 5.3 - Descarga de rejeitos da atividade garimpeira através de calhas no riacho Nambija	69
Figura 5.4 - Concentração média de mercúrio em amostras de sedimento	70
Figura 5.5 - Distribuição da concentração de mercúrio em amostras de sedimento	71
Figura 5.6 - Mapa de anomalias dos elementos Hg, Cu, Zn, Pb, Cr e Ni analisados em amostras de solo	77
Figura 5.7 - Concentração média de metais pesados em amostras de solo	78
Figura 5.8 - Diagramas de Dispersão do Mercúrio em Solo Vs os Metais Cobre, Níquel, Cádmio e Manganês	79
Figura 5.9 - Mapa de anomalias dos elementos Hg, Cu, Zn, Pb, Ni e Cd em amostras de sedimento	84
Figura 5.10 - Concentração média de metais pesados em amostras de sedimento	85
Figura 5.11 - Diagramas de Dispersão do Mercúrio em Sedimento Vs os Metais Cobre, Zinco, Níquel e Cromo	86
Figura 5.12 - Concentração média de metais pesados em amostras de rejeito	88

	Pág.
Figura 5.13 - Variação da concentração de mercúrio em amostras de sedimento e solo	90
Figura 5.14 - Variação da concentração de metais pesados em amostras de solo	91
Figura 5.15 - Variação da concentração de mercúrio em amostras de sedimento	91

TABELAS

Tabela 3.1 - Produção Mundial de Mercúrio (por país)	33
Tabela 3.2 - Atividades Industriais e Fontes de Consumo de Mercúrio	34
Tabela 3.3 - Formas Químicas e Usos do Mercúrio	35
Tabela 3.4 - Classificação dos Elementos de acordo a sua Toxicidade e Disponibilidade	41
Tabela 3.5 - Fontes de Metais Tóxicos no Ambiente	42
Tabela 4.1 - Resultados obtidos nas análises químicas para duas alíquotas das amostras 3624-Sd e 3625-S, no Distrito Mineral de Nambija	57
Tabela 5.1 - Concentração de metais pesados e carbono orgânico em amostras de solo	59
Tabela 5.2 - Concentração de metais pesados e carbono orgânico em amostras de sedimento	60
Tabela 5.3 - Sumário Estatístico. População Global, para os Metais Analisados	61
Tabela 5.4 - Concentração natural de mercúrio na superfície de solos em diversos países ...	63
Tabela 5.5 - Valores de <i>background</i> da concentração de metais pesados em solos e sedimentos	73
Tabela 5.6 - Matriz de coeficientes de correlação para metais pesados e carbono orgânico nos solos (n = 24) do Distrito Mineral de Nambija	80
Tabela 5.7 - Matriz de coeficientes de correlação para metais pesados e carbono orgânico nos sedimentos de fundo (n = 30 do Distrito Mineral de Nambija	87

Aos meus pais e irmãos

amigos entranháveis em todas as horas e companheiros de sonhos

RESUMO

O Distrito Mineral de Nambija (DMN) localiza-se na região sudeste do Equador, ao leste de Zamora na província de Zamora Chinchipe - Amazônia Equatoriana. A geologia da área é representada por rochas vulcano-sedimentares de idade Jurássica e *skarn* com intrusivos graníticos.

A exploração aurífera no DMN data desde os tempos pré-coloniais, mais somente na década de 1980, o DMN foi redescoberto e converteu-se num centro com intensa atividade garimpeira. A bacia de drenagem do rio Nambija compreende aproximadamente 150 Km². O método de beneficiamento é artesanal, sendo os rejeitos da extração do ouro incorporados direta e indiretamente nas drenagens ou depositados sobre o solo através de sistemas inadequados de disposição. Na área do DMN, a degradação do meio ambiente pela atividade garimpeira está relacionada com a informalidade e deficiência no controle das técnicas de exploração do minério. O ecossistema da Amazônia equatoriana sofre os efeitos do mercúrio metálico usado na etapa de amalgamação de concentrados de ouro.

Com o propósito de conhecer o impacto no ambiente de alguns metais pesados, especialmente do mercúrio, foram coletadas amostras de solo, sedimento de fundo e rejeitos de extração nos riachos Nambija e Cambana, em efluentes de processamento e em estações sobre o rio Nambija. Para comparação coletou-se amostras em locais definidos como não poluídos. Neste trabalho, foram analisadas 32 amostras de solo, 40 amostras de sedimento de fundo e 10 de rejeito, para os elementos Hg, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd e Mn, além da quantificação do carbono orgânico. Nas águas foram feitas medições de pH e condutividade elétrica no momento da coleta.

Os resultados das análises foram submetidos a tratamento estatístico. Valores anômalos locais foram associados às descargas mineiras e a erosão de resíduos e estéreis. Os valores mínimos, máximos e médios identificados no tratamento estatístico, foram utilizados como parâmetros para a avaliação do nível de poluição, através da comparação com valores propostos por outros autores para solos e sedimentos em áreas contaminadas e não contaminadas. Observaram-se valores anômalos para Hg, Cu, Zn, Pb, Cd e Mn nos sedimentos de fundo e solos, principalmente no riacho Nambija.

As análises de mercúrio total, indicaram os seguintes resultados: as amostras de solo apresentaram média de 1,7 µg/g (n = 24), com variação entre 0,3 µg/g e 5,5 µg/g. As amostras de sedimento de fundo apresentaram média de 2,7 µg/g (n = 30) com um mínimo de 0,7 µg/g e um

máximo de 9,3 µg/g. Do total de amostras analisadas, observou-se que todos os sedimentos de fundo e 83% das amostras de solo, apresentaram concentrações acima do valor de *background* local de 0,5 µg/g e 0,6 µg/g, respectivamente, indicando uma moderada a grande contaminação por mercúrio na área de Nambija.

As análises de mercúrio em amostras de rejeito (n = 5) registraram variações acima de 80 µg/g até 1555 µg/g. Foram observados ainda, teores elevados de Mn de até 6271 µg/g, Cu até 1183 µg/g, Zn até 196 µg/g, evidenciando a enorme fonte de poluição e o alto risco de contaminação da área por metais pesados.

Os metais pesados apresentarem concentrações elevadas em sedimentos, com valores médios de 2751 µg/g para Mn; 187 µg/g para Cu; 131 µg/g para Zn; 35 µg/g para Pb; 25 µg/g para Cr; 21 µg/g para Ni e 2,7 µg/g para Cd. Nos solos os teores médios foram de 1465 µg/g para Mn; 162 µg/g para Cu; 91 µg/g para Zn; 28 µg/g para Pb; 17 µg/g para Ni; 16 µg/g para Cr e 2,6 µg/g para Cd.

Os resultados encontrados para mercúrio nos materiais analisados, mostram a contaminação de origem antrópica na região. Enquanto que os teores de metais pesados indicam uma contaminação polimetálica (Mn, Cu, Zn, Pb) refletindo a composição da mineralização.

ABSTRACT

The Mineral District of Nambija (MND) is located in the southeast part of Ecuador, east of Zamora (Zamora Chinchipe's county), Ecuadorian Amazon. The geology of the area is mainly represented by volcano-sedimentary rocks of Jurassic age and skarns associated with granitic intrusions.

The auriferous exploration in the MND date since pre-colonial times, while in the decade of 1980 an intense "garimpo" activity has began. The drainage basin of the Nambija River comprises approximately 150 Km². The dressing process is rudimentary, where the tailings from the gold extraction has been directly and indirectly incorporated in the drainage's or deposited on the soil through inadequate systems of disposal. In this area, the degradation of the environment from "garimpo" activity is a consequence of the unlegal situation and deficiency in controlling the techniques of ore exploitation. The ecosystem of Ecuadorian Amazon suffers the effects of the metallic mercury used in the stage of outdoor amalgamation of gold concentrates.

With the purpose of evaluating the environmental impact of mercury and some other heavy metals, samples from soils, bottom sediments (stream sediments), and mining tailings were collected in several stations in the Nambija and Cambaña Creeks, in processing effluents and in the Nambija River itself. For the purposes of comparison, some samples were collected in some places considered as not polluted. In this work, 32 samples of soil, 40 bottom sediment samples and 10 of tailings were analyzed, for the following elements: Hg, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd and Mn, besides the quantification of the organic carbon. Electric conductivity and pH measures have been carried out in the stream waters during sample collection.

The analytical results were submitted to statistical treatment. Local anomalous values were associated to the mining discharges and the erosion of residues and barren materials. The minimum, maximum and medium values identified in the statistical treatment were used for the evaluation of anomalous (pollution/contamination) levels, through the comparison with different values proposed by other authors for soils and sediments in polluted and not polluted areas. Anomalous values were observed for Hg, Cu, Zn, Pb, Cd and Mn in the bottom sediments and soils, mainly in the Nambija Creek.

The analyses of total mercury revealed the following mean results: the soil samples presented average of 1,7 µg/g (n = 24), with variation between 0,3 µg/g and 5,5 µg/g. The bottom sediments samples presented average of 2,7 µg/g (n = 30), with variation between 0,7 µg/g and

9,3 µg/g. From the total analyzed samples, almost all the bottom sediments and more than 83% of the soil samples exhibited concentrations above background levels (0,5 µg/g and 0,6 µg/g, respectively), indicating a moderate to high Hg contamination in the Nambija area.

Mercury results in the mining tailing samples (n = 5) revealed values ranging from 80 µg/g to 1555 µg/g. High Mn contents (up to 6271 µg/g) were still observed, besides Cu (up to 1183 µg/g) and Zn (up to 196 µg/g), evidencing the enormous pollution degree and the high risk of contamination for heavy metals in the area.

The heavy metals present elevated concentrations in bottom sediments, with mean values of 2751 µg/g for Mn; 187 µg/g for Cu; 131 µg/g for Zn; 35 µg/g for Pb; 25 µg/g for Cr; 21 µg/g for Ni and 2,7 µg/g for Cd. Mean contents for soil samples are presented as follow: 1465 µg/g for Mn; 162 µg/g for As; 91 µg/g for Zn; 28 µg/g for Pb; 17 µg/g for Ni; 16 µg/g for Cr and 2,6 µg/g for Cd.

The results found for mercury in the different analyzed materials pointed for a anthropogenetic contamination for the studied area, while the anomalous heavy metals values indicate a polimetalic contamination (Mn, As, Zn and Pb) reflecting the composition of primary mineralization.

1- INTRODUÇÃO

1.1- ANTECEDENTES

Em todo o seu território, o Equador é um país com um grande potencial mineral. O sul do país (Loja, El Oro, Zamora Chinchipe) é considerado como a região de maior potencial geológico, sendo especialmente favorável para mineralizações de ouro e depósitos polimetalicos, como o evidenciam os estudos e investigações realizadas nas últimas décadas pelo estado equatoriano, através das entidades e instituições responsáveis do desenvolvimento do setor geológico-mineiro (Paladines, 1989; Codigem, 1993; Paladines & Rosero, 1996).

O setor mineral é o que apresenta melhores possibilidades de desenvolvimento como recurso natural básico para a economia nacional numa visão de curto, médio e longo prazo (Litherland *et al.*, 1994; Acosta, 1995; Paladines & Rosero, 1996). A produção de ouro tem crescido ao longo dos anos; em 1988 foi de 10,2 t e em 1995 foi de 15,5 t (Paladines & Rosero, 1996).

A mineração informal é amplamente difundida no Equador. Uma gama considerável de minérios são extraídos do subsolo equatoriano sob a forma de garimpos, através de uma grande quantidade de operações artesanais e semi-mecanizadas, distribuídas em quase todo o território nacional e com pouca supervisão governamental (Ponce Zambrano, 1994; Hruschka, 1995; Herdoíza Velez, 1995; López Rodriguez & Beltrán Zambrano, 1997; Ricthisarm, 1997; SES, 1999).

A maioria dos problemas de contaminação dos recursos naturais pela mineração tem sua origem em problemas relacionados com a informalidade e/ou ilegalidade, no controle insuficiente das atividades mineradoras ou, simplesmente, pelo desconhecimento total de critérios ambientais. As técnicas de exploração mineral e os métodos de beneficiamento empregados, com poucas exceções, têm sido artesanais. Os rejeitos provenientes das plantas de beneficiamento freqüentemente são lançados nas drenagens ou dispostos sobre o solo sem nenhuma medida especial de controle.

Na década de 80, com o crescimento da atividade garimpeira no Equador, sobretudo na sua porção oriental, na Amazônia, houve um aumento da agressão ao meio ambiente pela mineração, refletida pela deposição de rejeitos, pela lavra predatória, pela captação de água e os efluentes. A intensificação da atividade mineradora expõe o ecossistema da Amazônia

equatoriana aos efeitos do mercúrio metálico empregado em larga escala no processo convencional de extração de ouro por amalgamação.

A história da exploração aurífera no Distrito Mineral de Nambija data desde os tempos pré-coloniais (Anda Aguirre, 1986). No início da década de 80, o distrito foi redescoberto e converteu-se num centro com intensa atividade garimpeira, a “*febre do ouro*”, causando fortes impactos, sobretudo no meio físico, devido a alterações na fisiografia da região de lavra, alterações das características físicas e químicas das drenagens, além do uso indiscriminado e liberação de mercúrio para o ambiente, usado durante a etapa de amalgamação de concentrados para a recuperação de ouro (Richtisarm, 1997; SES, 1999).

A emissão de mercúrio metálico para o ambiente pela atividade garimpeira constitui-se num dos maiores e mais sérios problemas ambientais da região Amazônica e sul do Equador (Herdoíza Velez, 1995; López Rodriguez & Beltrán Zambrano, 1997; Veiga, 1997; SES, 1999). Nesta atividade uma grande quantidade de mercúrio metálico, efluentes sólidos e líquidos são lançados no ambiente provocando a contaminação da atmosfera, rios, solo, sedimento e biota. Uma das principais conseqüências é o comprometimento da saúde das populações residentes, que podem estar expostas direta ou indiretamente a esta atividade.

O mercúrio apresenta a capacidade de bioacumulação na cadeia alimentar, que representa um risco potencial para a saúde humana amplamente reconhecido, sobretudo, quando mercúrio inorgânico é transformado em compostos organo-mercuriais pela atividade microbiológica e bioquímica através de reações de metilação, tornando-se disponível para a ictiofauna. (Jernelöv, 1973; WHO, 1989; Pfeiffer *et al.*, 1990; Hacon, 1993)

As dificuldades na avaliação sistemática da contaminação por mercúrio na área de estudo são as mais variadas e vão desde os problemas naturais de acesso, à escassez de recursos, tanto financeiros quanto de humanos qualificados e à falta de estrutura para implantação de técnicas analíticas especializadas e laboratórios. Por outro lado, a carência de planejamento governamental, a crise econômica que atravessa o país, as restrições ao capital estrangeiro, as incertezas políticas são algumas das razões para que o Equador não desenvolva de forma efetiva sua produção mineral com a devida proteção do meio ambiente.

1.2- PROBLEMÁTICA E OBJETIVOS

No Equador a produção de ouro representa 90% do total de recursos extraídos, a grande maioria desta produção provém de operações mineiras artesanais.

A atividade mineral desordenada, tradicionalmente conhecida por provocar a degradação dos recursos naturais, é por sua natureza transformadora das condições ambientais do seu entorno físico e social. Em geral os impactos ambientais estão presentes em todas suas fases: reconhecimento geológico, prospeção, exploração, beneficiamento de minérios, disposição de resíduos estéreis e de rejeitos de lavra, até o fechamento da mina.

Segundo Veiga (1997) e Wotruba *et al.* (1998), a problemática ambiental nas regiões garimpeiras, tem sua origem nos riscos inerentes à precária situação dos garimpos, na mentalidade dos garimpeiros, no desconhecimento dos critérios ambientais e na falta de controle e/ou fiscalização eficientes.

O uso extensivo e intensivo do mercúrio metálico na atividade garimpeira, se reflete em elevadas concentrações de mercúrio em peixes, que por sua vez é uma das principais vias de exposição ambiental ao mercúrio para o homem. No processo de produção de ouro por amalgamação, 40 a 50% do mercúrio metálico na forma líquida é incorporado às drenagens e transportado para os ecossistemas aquáticos (Hacon, 1993).

A questão dos garimpos de ouro, com extrativismo mineral se realizando às custas de reduzida tecnologia e com grandes contingentes humanos, é um dos maiores e mais sérios problemas ambientais. Além da poluição química e física dos rios e da atmosfera, as diversas formas de garimpo têm criado um sério perigo de morte aos rios pela emissão de grande quantidade de material particulado que limita ou impede os processos de fotossíntese dos organismos planctônicos - base da cadeia alimentar - e pela diminuição do teor de oxigênio nas águas, consumido na oxidação do material particulado (Silva *et al.*, 1993).

As pessoas pertencentes ao universo garimpeiro geralmente apresentam deficiente saúde ocupacional, onde os impactos sobre o meio social também são consequência da atividade antrópica enfatizada pela carência de saneamento e saúde pública nos garimpos. Lamentavelmente no país não existem registros completos e confiáveis sobre o perfil epidemiológico dos trabalhadores vinculados a atividade de garimpo.

A quantidade de mercúrio usada na produção de ouro, depende das características específicas de cada região aurífera e das tecnologias utilizadas. Assim, nos garimpos brasileiros a

maior parte do mercúrio é lançado para a atmosfera (50 - 75%) durante os procedimentos de queima do amálgama ou através da volatilização do mercúrio metálico dos solos e sedimentos, o restante é arrastado com os rejeitos de amalgamação para os ecossistemas aquáticos (Pfeiffer & Lacerda, 1988; Martinelli *et al.*, 1988; Rodrigues *et al.*, 1994).

Em geral, no Distrito Mineral de Nambija, a liberação de mercúrio, utilizado na amalgamação de concentrados de ouro, ocorre a partir de duas situações: (a) na sublimação do mercúrio metálico a partir da queima do amálgama em circuito aberto, com emissão para atmosfera, ou (b) o mercúrio é lançado direta ou indiretamente como rejeito nas drenagens.

Para avaliar o nível de contaminação por mercúrio proveniente da atividade garimpeira de ouro, a área de Nambija foi selecionada para pesquisa deste trabalho, pelas seguintes razões:

- O Distrito Mineral de Nambija é pouco estudado e apresenta uma elevada atividade garimpeira. (Anda Aguirre, 1986; Dávila, 1997; Richthisarm, 1997);
- A mineralização aurífera em Nambija acha-se associada principalmente a sulfetos de Fe, Cu, Ni, As, e Zn, e é fonte importante de liberação de metais pesados ao ambiente;
- O método de beneficiamento é artesanal e utiliza-se intensamente o mercúrio como agente amalgamador;
- Os resíduos sólidos provenientes da exploração mineira, estéreis e rejeitos de extração são descarregados diretamente nas drenagens ou depositados sobre o solo sem nenhum controle.

O principal objetivo do presente trabalho é a caracterização e avaliação geoquímica dos níveis de contaminação local por mercúrio total, decorrentes da mineração do ouro no Distrito Mineral de Nambija - Amazônia do Equador, através de análises de solos, sedimentos de fundo, e rejeitos de extração mineral.

Paralelamente determinou-se a concentração e distribuição de metais pesados (Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Mn), contidos nos minérios. Também foram identificadas as fontes principais de poluentes e a dinâmica de sua distribuição na área pesquisada. De forma complementar foram sugeridas: (a) medidas preventivas para reduzir os efeitos da contaminação por mercúrio no Distrito de Nambija; e (b) avançar na pesquisa sobre este metal na região sul do Equador.

1.3- ESTUDOS ANTERIORES

Poucos são os estudos e informações disponíveis sobre o Distrito de Nambija. Algumas informações são provenientes de materiais não publicados que pertencem a consultoras particulares. Destacam-se os seguintes:

Anda Aguirre (1986) realiza uma descrição histórica das minas de Nambija, onde relata a exploração de forma rudimentar realizada pelos incas para pagar os direitos reais aos espanhóis, com ajuda da população indígena durante a época da colônia que durou aproximadamente 70 anos. O abandono posterior ocorreu como consequência do levantamento “*Shuar*” dirigido pelo legendário “*Yaguarzongo*”, que expulsou da região os espanhóis, e finalmente seu redescobrimto por garimpeiros, no ano de 1981.

Dávila (1997) realizou um estudo geoquímico da formação e estrutura geral da jazida mineral de Nambija, com melhores definições das unidades geológicas, localização, extensão, qualidade e conteúdo da mineralização.

Ricthisarm (1997) avalia diversos fatores causadores de impacto ambiental e os correspondentes efeitos, decorrentes da atividade de mineração informal e beneficiamento de minerais auríferos. Realiza um diagnóstico geral de três componentes: biótico, geoambiental, e sócio-cultural.

SES (1999), dentro do “Projeto de Desenvolvimento e Controle Ambiental - PRODEMINCA”, realiza o Monitoramento Ambiental das áreas Mineiras no sul do Equador (Ponce Enríquez, Santa Rosa, Portovelo-Zaruma, Nambija) no período de 1996 a 1998. Os resultados mostraram teores elevados de cianeto, mercúrio e outros metais pesados.

Estudos particulares foram realizados no Distrito Mineral de Nambija para avaliar as mudanças ambientais causadas pelas atividades de garimpo. Assim, a Université Catholique de Louvain (1996), desenvolveu alguns estudos com enfoque ambiental dentro do programa de pesquisa de métodos para o beneficiamento de minérios nas áreas de Ponce Enríquez e Nambija.

Todos os estudos realizados em Nambija identificaram os diversos impactos negativos no ambiente, gerados pelo desenvolvimento da atividade garimpeira e do uso indiscriminado de mercúrio (Ponce Zambrano, 1994; Jiménez Ludeña, 1996; Université Catholique de Louvain, 1996; Ricthisarm, 1997; SES, 1999).

No Equador, nos últimos anos, a necessidade de preservar o meio ambiente e desenvolver uma atividade mineira sustentável tem feito com que cada vez mais, o tema da conservação

ambiental faça parte das atividades de mineração. Porém, na maioria dos casos, existir leis, regulamentos, normas ambientais, etc., nem sempre se cumprem, devido principalmente à falta de “conscientização ambiental” e porque as leis promulgadas não criaram mecanismos para que o sejam (López Rodriguez & Beltrán Zambrano, 1997).

Uma avaliação geral dos trabalhos anteriores na área de estudo, demonstra a necessidade de integração dos resultados e se fazer uma pesquisa mas detalhada dos níveis de contaminação por mercúrio no Distrito Mineral de Nambija - Amazônia do Equador. Também é necessário aprofundar e estudar sistematicamente os parâmetros ambientais envolvidos na atividade de mineração (fontes, formas de contaminação, vias de exposição, efeitos).

2- CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1- ASPECTOS FISIAGRÁFICOS

2.1.1- Localização

O Distrito Mineral de Nambija está localizado no sudeste do Equador, no flanco ocidental da cordilheira de Nangüipa, 20 Km ao leste da cidade de Zamora, capital da província de Zamora Chinchipe - Amazônia Equatoriana, e a 744 Km ao Sul da cidade de Quito capital do país, (Figura 2.1).

A área de Nambija está delimitada entre a fronteira Equador - Peru e a bacia hidrográfica dos rios Zamora, Nangaritza e Yacuambi. Configura-se num local estratégico por sua localização geográfica dentro do território nacional, com as coordenadas:

Longitude Oeste	78° 37' 34"	78° 51' 34"
Latitude Sul	04° 00' 00"	04° 07' 25"

2.1.2- Topografia

A morfologia da área é caracterizada por altas montanhas com cristas agudas sobre o flanco oeste da cordilheira de Nambija, ocupando um dos ramais da cordilheira de Nangüipa, formada por três planos inclinados de aproximadamente 30°. A área apresenta topografia abrupta e altitude a partir de 880 m no sitio Los Encuentros, até 3000 - 3500 m, nas ramificações da Cordilheira Real e de Tunanza. A altitude média no assentamento da população de Nambija é de 1500 - 2100 m acima do nível do mar.

2.1.3- Hidrografia

O sistema hidrográfico da área é constituído pelos rios Guaysime e Nambija, fazendo parte da bacia hidrográfica dos rios Nangaritza ao leste, Yacuambi e Zamora ao oeste. O rio Nambija coleta as águas do Riacho Nambija (Quebrada. Calixto ou Quebrada. das Minas) que drena o Distrito Mineral de Nambija e as águas das principais drenagens que atravessam a zona (riachos de Fierro, del Oro, de Cambana, Cumay e Namacuntza), verte-as no rio Zamora que forma parte do sistema fluvial amazônico.

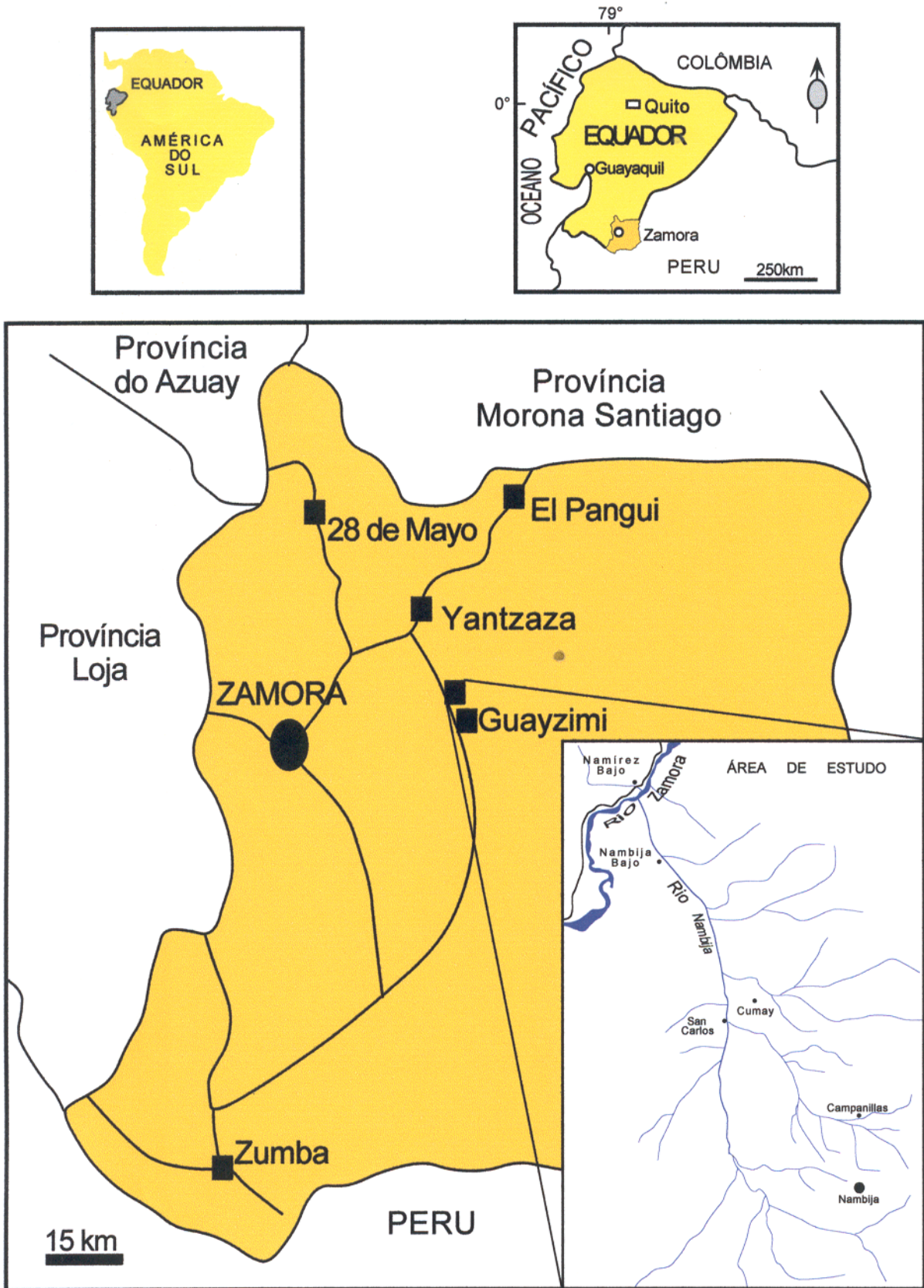


Figura 2.1 - Mapa de localização da área de estudo.

2.1.4- Clima e Vegetação

Classifica-se esta área como correspondente ao bosque úmido Montano Bajo (bh - MB) e ao bosque úmido Montano (bh - M) (Jiménez Ludeña, 1996). O clima varia de tropical úmido até subtropical chuvoso, com temperaturas entre 15 e 22° C, com máximas de 25° C e mínimas menores que 6° C (Ponce Zambrano, 1994; Dávila, 1997; Ricthisarm, 1997).

Nambija caracteriza-se por ter chuvas contínuas, não existindo períodos plenamente diferenciados. Os registros pluviométricos disponíveis pelo Instituto Nacional de Meteorologia e Hidrologia - INAMHI (estação de Zamora) no período de 1964 a 1994 mostram valores médios de precipitação entre 1300 e 1600 mm por ano. A umidade alcança valores de 76 a 88%, devido a sua densa rede hidrográfica e floresta. É estimado que a velocidade do vento na área pode variar de 4 a 6 m/s, com direções predominantes S e NE (Ricthisarm, 1997).

A região oriental ou Selva Amazônica apresenta uma vegetação exuberante do tipo tropical úmido em aproximadamente 40% da extensão, dentro da qual se incluem as margens fluviais pantanosas; 5% da região apresenta vegetação subtropical e os 45% restantes são de vegetação montanhosa. Considera-se que 10% da extração de árvores se deve à ação dos colonos e às explorações petrolíferas e de garimpo (Ponce Zambrano, 1994).

Em Nambija a vegetação primária desapareceu quase totalmente devido à intensa atividade garimpeira e a vegetação secundária é escassa também. Consequentemente, a escassez de vegetação contribui para a rápida erosão, provocando vários deslizamentos de terreno que colocam em sério perigo a população assentada na área.

2.1.5- Solo

Na exploração de qualquer depósito mineral, o solo deve ser considerado dentro de uma análise ambiental primária, para evitar danos irreversíveis ou o aparecimento de fenômenos prejudiciais, como deslizamentos, ao meio ambiente e especialmente ao homem. Na área de estudo, a intervenção desenvolvida pelos garimpeiros, desde o início da exploração aurífera tem provocado mudanças abruptas nas condições naturais do solo. Com a perda da cobertura vegetal, ocorreu a total eliminação da camada orgânica do solo.

Os principais solos que ocorrem na área são residuais, originados pelo intemperismo de rochas e minerais, tal como o caso da saprolitização de dioritos que produzem solos amarelados e

avermelhados. Em proporções pequenas observa-se a presença de solos orgânicos ou de acreção, formados por matéria orgânica através da decomposição vegetal *in situ*.

Segundo Ricthysarm (1997), o pH do solo na área pode ser classificado como meio ácido. De forma geral, a máxima absorção de mercúrio em solos ocorre em pH entre 4,7 e 6,5, que pode ser afetada grandemente pela presença dos íons cloreto, que podem ser mais influentes que os íons hidrogênio, o qual reduz a capacidade de absorção mercurial em sedimentos suspensos e de fundo (Förstner & Wittmann, 1983).

As concentrações de mercúrio em solos estão sujeitas a fatores climáticos e meteorológicos, tanto em relação à sua distribuição, transporte e deposição, quanto em relação a seu arraste e volatilização (Malm, 1993).

É necessário mencionar que em todas as áreas de exploração e exploração, acumulações de materiais de rejeito (estéreis e rocha encaixante), removidos de túneis de escavação, podem ser observados, cobrindo aproximadamente 20% da área de estudo.

2.2- ASPECTOS SOCIO-ECONÔMICOS

2.2.1- População e Atividades Econômicas

O Distrito Mineral de Nambija tem sido explorado por garimpeiros conhecidos como *petroleros*. O máximo de população foi de 25.000 habitantes na época de máxima exploração da jazida mineral, no ano de 1986. Na atualidade, a população é dispersa, de forma caótica, assentada diretamente sobre a própria jazida. Assentamentos humanos localizam-se nos setores Mapasingue, El Tierrero, El Arco e Panecillo.

A partir da década de 1980, incentivada pela alta cotação do ouro, a atividade garimpeira tornou-se a principal da região, representando um importante setor produtivo das províncias do sul do país, ficando num segundo plano as atividades agrícola e pecuária (Jiménez Ludeña, 1996; Dávila, 1997).

2.2.2- Vias de Acesso e Infra-estrutura

O acesso ao Distrito Mineral de Nambija é feito a partir da capital do país (Quito) da seguinte forma:

- Quito - La Toma (Província de Loja), via aérea em vôo de 45 minutos;
- La Toma - Loja (30 Km.). Loja - Zamora (60 Km), via terrestre por uma estrada de primeira ordem;
- Zamora - Namírez (19 Km), confluência dos rios Zamora e Nambija, através de uma estrada de segunda ordem;
- Cruzamento do Rio Zamora em balsa de médio porte (*gabarra*);
- Namírez - San Carlos das Minas (15 Km), e finalmente a chegada ao Distrito Mineral de Nambija (17 Km), por uma estrada de terceira ordem.

A população de Nambija não possui serviços de rede de esgoto, água de abastecimento, rede elétrica e na área não existe nenhum planejamento urbano. Isto é observado no labirinto de caminhos para diferentes zonas, o que faz inseguro e perigoso o trânsito da população.

2.3- GEOMORFOLOGÍA

O desenvolvimento da atividade de mineração acelerou os diferentes processos geológicos de superfície, mudando as condições da paisagem que influencia a morfologia e morfometria da zona (Richisarm, 1997).

2.3.1- Feições Geomorfológicas

Feições Primárias

São formadas por cordilheiras de aproximadamente 400 m, com cristas subarredondadas e aguçadas devido aos processos morfogenéticos. As pequenas colinas que rodeiam a área apresentam encostas íngremes e são compostas por rochas dioríticas e *skarn*.

Feições Secundárias

Essas feições têm origem no acúmulo de material escavado da atividade mineradora. O material que tem sido depositado e amontoado ao redor da área forma depósitos coluviais que contribui para que a área apresente elevado estado de risco. Na área de estudo pode-se observar os seguintes tipos de encostas:

- a) Encostas convexas - estão presentes no topo das pequenas colinas;
- b) Encostas tangentes - podem ser identificadas nas áreas El Tierrero, Mapasingue e El Arco. As encostas têm declividade maior que 45°. Essa é a principal característica que favorece a ocorrência de deslizamentos;
- c) Encostas côncavas - são observadas na porção inferior da área de estudo. Nesses locais todo o material proveniente das porções superiores é acumulado e posteriormente transportado lentamente à jusante, produzindo em alguns casos deslizamentos de lama.

2.3.2- Intemperismo

Na área de estudo há predominância de processos de saprolitização das rochas, dioritos e *skarn*, preservando as diferentes estruturas e texturas primárias. Este aspecto é evidente na porção superior de El Tierrero, ao norte da área de estudo e em toda a zona Mapasingue. O intemperismo químico prevalece na forma de hidratação, oxidação e hidrólise (Richtisarm, 1997). Por outro lado, nas áreas de exploração ou escavação de túneis é observada a predominância do intemperismo físico e mecânico.

2.3.3- Remoção de Material

Com respeito a todos os processos de denudação, pode ser dito que a ação antrópica é a principal causa, induzindo e acelerando a ativação desses processos. A erosão acelerada na área de estudo é causada pela atividade mineradora desordenada. Todos os elementos naturais têm sido destruídos. Planejamento para a execução das atividades de lavra do minério, não tem sido aplicado.

2.4- CONTEXTO GEOLÓGICO

2.4.1- Contexto Geotectônico

O Equador está situado ao noroeste da América do Sul, entre Colômbia e Peru, sua superfície é de 283.520 Km² (Litherland *et al.*, 1994). Faz parte do círculo de fogo do Pacífico, com vulcanismo e sismicidade ativos. É afetado pela convergência das placas oceânicas de Nazca e Cocos com as placas continentais da América do Sul e o Caribe (Baldock, 1982).

Os Andes estão no cinturão móvel ocidental de acreção continental da América do Sul. O território do Equador abrange uma região de transição entre os Andes nórdicos, ou do Caribe, e

os Andes centrais. O limite entre estes dois segmentos da faixa Andina é uma zona de deflexão transversal, que reaparece no Arquipélago de Galápagos, atravessa o Equador e a Plataforma Brasileira ao longo do eixo amazônico até desaparecer no Oceano Atlântico (Paladines, 1989).

Considerando a sua pequena dimensão, o Equador continental é muito variado fisiograficamente. A cordilheira dos Andes ou *Sierra* divide a parte continental em três regiões naturais muito distintas, sendo limitada ao oeste pela planície costeira (*Costa*) e a leste pela bacia superior amazônica (*Oriente*) (Baldock, 1982; Litherland *et al.*, 1994) (Figura 2.2). A Sierra abrange duas cordilheiras paralelas, a Cordilheira Ocidental e a Cordilheira Real ou Cordilheira Oriental. As ilhas Galápagos compreendem aproximadamente 14 ilhas principais, situadas aproximadamente 14 Km a oeste da costa equatoriana (Baldock, 1982).

A formação e o desenvolvimento dos Andes equatorianos estão determinados por um zoneamento estruturo-formacional orientado no sentido longitudinal, o qual representa uma mudança lateral paulatina desde o Cráton Amazônico até o Oceano Pacífico (Paladines, 1989). Os Andes equatorianos representam um segmento de 600 Km de comprimento e 150 km de largura da cadeia Andina e são produto de uma subducção ativa da placa oceânica sob a litosfera continental (Baldock, 1982).

Existem duas unidades estruturais bem marcadas: o Anticlinório de Zamora e a Serra do Cóndor, compreendidos dentro da Zona Subandina. O Anticlinório de Zamora, de idade Paleozóica, está estruturado por rochas metamórficas que sofreram forte dobramento de caráter isoclinal, com direção de seus eixos predominantemente NW-SE. A Serra do Condor, de idade Jurássica-Terciária, está estruturada por rochas metamórficas e intrusivas. É característica a estratificação subhorizontal, monoclinais e algumas dobras. Estruturalmente, a zona foi afetada por um forte tectonismo, que gerou alinhamentos e falhas marcantes de direção N-S. Foram ainda determinadas falhas secundárias de direção NW-SE (Litherland *et al.*, 1994; Ponce Zambrano, 1994; Ricthisarm, 1997).

As zonas de deflexão transversal são importantes na localização de jazidas minerais nos Andes Sul-americanos. Segundo Paladines (1989); Litherland *et al.* (1990); Ponce Zambrano (1994) e Paladines & Rosero (1996), em território equatoriano localizam-se distritos minerais de grande relevância:

- Polimetálicos auríferos (Portovelo e Zaruma, Ponce Enriquez), na zona ocidental;
- Cobre e molibdênio (Chacha - Molleturo), na zona ocidental;

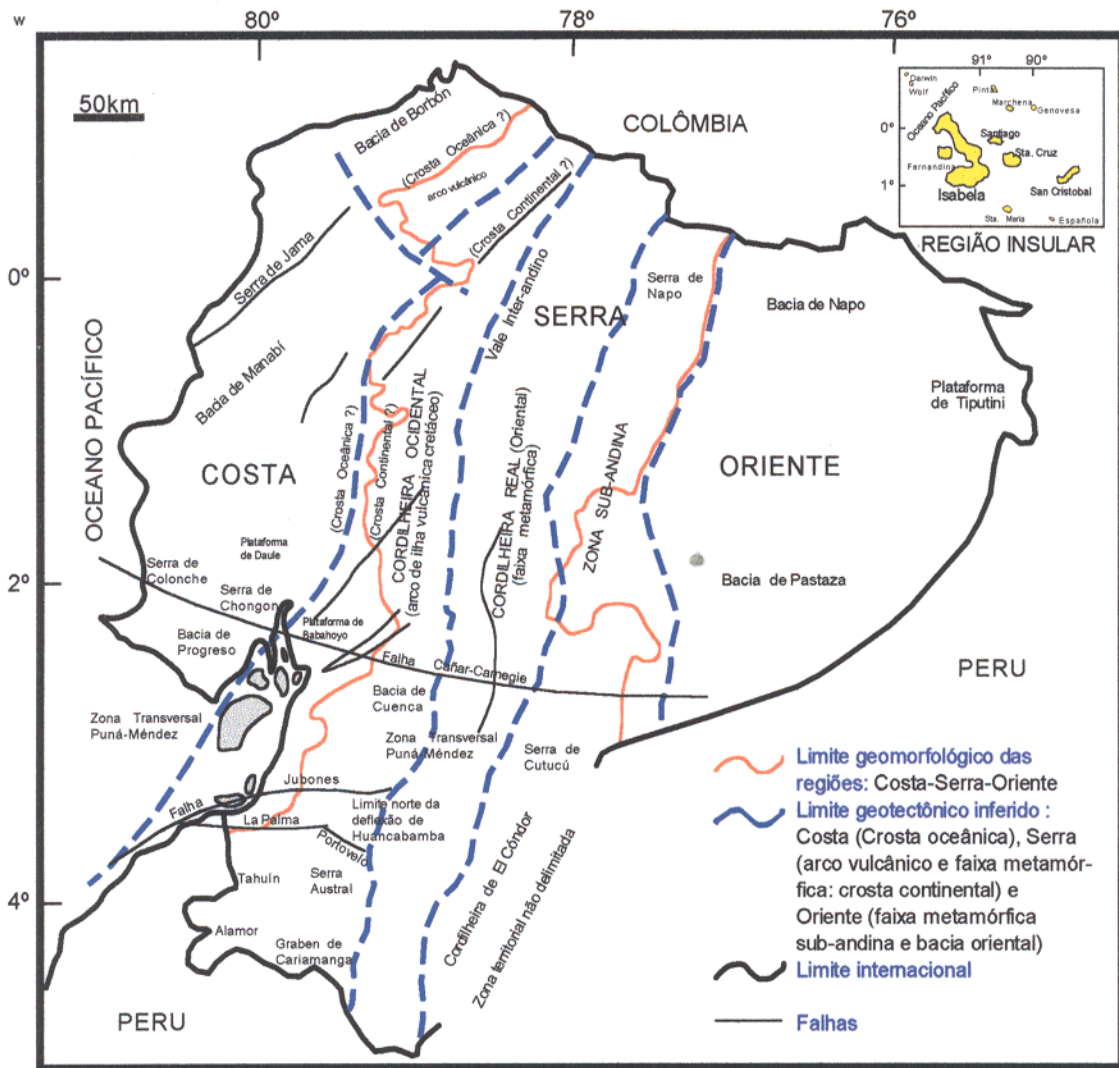


Figura 2.2 - Mapa Fisiográfico do Equador, modifico de BALDOCK (1982).

- Prata (San Bartolomé - Pilzhum), na zona ocidental e
- Distrito aurífero de Nambija e depósitos petrolíferos situados na parte oriental.

2.4.2- Geologia da Área de Estudo

O mapa geológico (Figura 2.3), extraído de Ecuador (1989, 1996) fornece a principais unidades litoestratigráficas da região. Segundo Ecuador (1982); Baldock (1982), a área de estudo está localizada dentro de um corpo intrusivo ácido de granitos, granodioritos e pórfiro monzonitos do período Jurássico. Nambija apresenta uma sucessão sedimentar de espessura média de 300 m. Está formada principalmente por rochas calcárias micríticas, arenitos, *skarns* e quartzitos. Em menor proporção, há lutitos, arenitos carbonáticos, limonitas, mármore e *hornfels*. Em alguns setores a sucessão sedimentar sofre intrusão de corpos dioríticos, quartzodioríticos, monzoníticos e diques andesíticos (Paladines, 1989; Dávila, 1997).

Existem diversas unidades litoestratigráficas, que de acordo com Baldock (1982); Ecuador (1996), são as seguintes:

Grupo Zamora

O Grupo Zamora constitui um conjunto de rochas metamórficas, formadas principalmente por xistos, micaxistos, folhelhos, filitos, quartzitos gnaisses e gnaisses-granito. O grau de metamorfismo varia desde filitos até granito metasomático (Ecuador, 1996).

Formação Santiago

É constituída por rochas duras, compactas, diaclasadas e com alto conteúdo de carbonato de cálcio, afloram principalmente andesitos silicificados, andesito basaltos, calcário, argilas xistosas, brechas e tufos vulcânicos (Baldock, 1982; Ecuador, 1996).

Rochas Intrusivas

O Batólito de Zamora é um corpo intrusivo, composto por um conjunto de rochas granitoídes, variando desde granitos, até horblenda-granodioritos. Esporadicamente encontram-se diques de rocha aplítica ou riolítica. O magmatismo que gerou este corpo intrusivo é também o responsável pelo metasomatismo das rochas da Formação Santiago, formando-se o *skarn* aurífero, que se estende ao longo da cordilheira de Nanguipa (Ecuador, 1996).

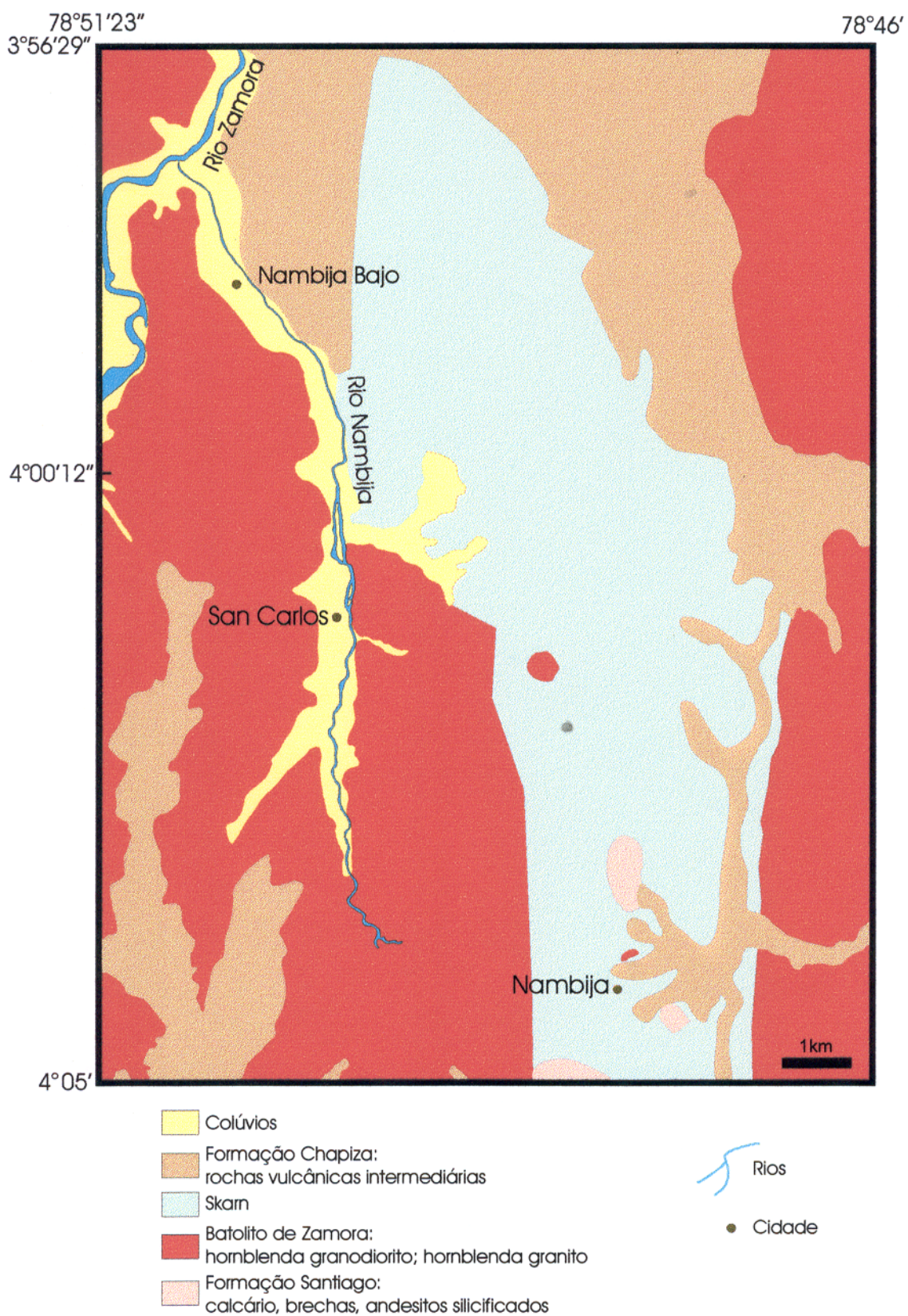


Figura 2.3 - Mapa geológico da área de estudo, segundo Ecuador (1989, 1996)

Rochas Metasomatizadas

O *Skarn* de Nambija, deriva-se da seqüência vulcano-sedimentar pertencente à Formação Santiago, caracteriza-se pela presença de granada, grossulária, quartzo em pequenos veios, epidoto, calcário, gipsita, ortoclásio e clorita (Ecuador, 1996).

Formação Chapiza

Esta unidade é formada predominantemente por rochas vulcânicas intermediárias, destacando-se lavas e materiais piroclásticos, existem também lutitos, arenitos, tufos, brechas e basaltos (Ecuador, 1996).

Formação Hollin

Constituída por um pacote sedimentar de arenitos quartzosos, calcários, lutitos e argilas (Ecuador, 1996)

Segundo Ricthisarm (1997), na área de estudo, destacam-se três unidades litológicas:

- a) *Skarn* e Dioritos (Sk + d), estes assemelham-se a diques que aparecem com direção NE-SW, apresentam uma composição carbonática com minerais de ortoclásio, esfalerita e granada.
- b) Alternância de Dioritos e *Skarn* (d + Sk), são observados cobrindo a maior parte da área de influência direta. Há predominância de dioritos que apresentam uma diferenciação magmática. Dioritos e *Skarn* são razoavelmente fraturados e diaclasados devido à intensa atividade tectônica ocorrida na zona (Ricthisarm, 1997). A espessura alcança 150 m.
- c) Granitos e Granodioritos (g + gd), estas rochas são observadas ao NW da área de estudo, onde as características de saprolitização são evidentes. A espessura observada alcança aproximadamente 50 m.

2.4.3- Mineralização

O depósito aurífero de Nambija é do tipo *Skarn* originado por processos de substituição metasomática e hidrotermal de temperaturas alta a média, dentro da auréola de um corpo intrusivo ígneo. A área mineira de Nambija apresenta aproximadamente 1 Km de comprimento, 100 m de largura e profundidade desconhecida (Litherland *et al.*, 1994). Distinguem-se seis áreas de mineralização: El Diamante, Mapasingue, El Arco, El Playón, Campana e Campanilla. Juntas

formam uma estrutura mineralizada de aproximadamente 3,2 Km de extensão, rumo geral N 10° E e ângulo de mergulho de 34° E.

A mineralização está associada principalmente com o *skarn*. O ouro é freqüentemente visível em forma de pequenos veios, preenchendo espaços abertos e cimentando os espaços entre os grãos de granada (Paladines & Rosero, 1996). As rochas de *skarn* estão localizadas na zona de contato entre as rochas vulcânicas de Piuntza, do Triásico, e o Batólito de Zamora, do Jurássico. Estas rochas apresentam textura maciça, de granulação média e fina, cor amarelo-esverdeado. Observam-se diversas combinações de associações paragenéticas de ouro visível, pirita e bornita acessória. Às vezes também esfalerita e galena, inseridos numa matriz de quartzo, calcita, ortoclásio, rodocrosita e rodonita. É notável a presença de hematita (Paladines & Rosero, 1996)

Em rochas como arenitos e quartzitos, observam-se associações paragenéticas de quartzo hidrotermal com epidoto, clorita, calcita, pirita, calcopirita e calcosita preenchendo interstícios, veios, entre outros espaços.

O ouro é geralmente associado com sulfetos de Fe, Cu, Ni, As e Zn e apresenta impurezas de Hg de 0,62 - 0,88% e Ag de 1,72 - 1,79%. A pirita contém impurezas médias de 0,002% de Co e 0,002% de Cu. A calcopirita contém impurezas média de 0,01% de Ni, traços de Pb e 0,3% de Mo (Paladines & Rosero, 1996).

2.5- DESCRIÇÃO DA EXPLOTAÇÃO MINEIRA EM NAMBIJA

No tempo da conquista espanhola, a monarquia inca de Quito foi conhecida por ter jóias de ouro, prata e platina, que nesse tempo não representava importância econômica. Os espanhóis localizaram e exploraram mineralizações auríferas (distritos de Nambija e Portovelo-Zaruma) ao longo da Zona Subandina da Cordilheira Real. No entanto, devido à sublevação dos indígenas, doenças e fatores econômicos, a atividade de mineração cessou no começo do século XVII, com exceção de Portovelo-Zaruma que foi trabalhado e reduzido os níveis de produção (Litherland *et al.*, 1994).

O depósito aurífero de Nambija foi trabalhado durante os tempos coloniais e pré-coloniais (Anda Aguirre, 1986), mas somente redescoberto no ano de 1981 e desde então tornou-se um centro com intensa atividade garimpeira. Durante os anos 1981 a 1997, a produção de ouro foi de aproximadamente de 1,5 milhões de onças troy, extraída por garimpeiros, com o emprego de

métodos primitivos e artesanais na escavação de túneis e galerias (Litherland *et al.*, 1994; Dávila, 1997).

As atividades de mineração e beneficiamento do minério no distrito mineiro de Nambija carecem de planejamento. De entre outros aspetos de segurança industrial, a falta de iluminação, ventilação e drenagem para a escavação de túneis e a falta de utilização de equipamentos de segurança são fatores de risco para a vida dos garimpeiros e favorecem a aquisição de enfermidades profissionais (Ricthisarm, 1997; SES, 1999).

O governo do Equador, através de um decreto executivo de 26 novembro de 1993, declarou o distrito de Nambija como “zona de seguridade”, motivo pelo qual os garimpeiros assentados na área agruparam-se em sociedades para conseguir os títulos de exploração mineira. Esses títulos possibilitam aos garimpeiros desenvolver atividades de mineração segundo especificações técnicas e com segurança industrial.

O organismo encarregado da execução da política mineira no Equador é o Ministério de Energia e Minas (MEM) e suas unidades DINAMI, DINAPA, CODIGEM e DINAMI, tem a responsabilidade de fornecer aos garimpeiros as normas para uma exploração razoável do depósito e estabelecer sanções, além de promover o uso de retortas durante a queima do amálgama. Contudo, os garimpeiros seguem queimando o amálgama a céu aberto e as atividades de mineração continuam de maneira caótica e rudimentar (Jiménez Ludeña, 1996; Ricthisarm, 1997; SES, 1999). Para a extração do minério, os garimpeiros usam pás, picaretas, marretas e cabos, em função do tipo de rocha e suas características de alteração e resistência. O material é transportado em sacos ou por carrinhos de mão desde o interior dos túneis.

Na atualidade, Andos S. A. é a companhia mineira do setor privado mais importante que desenvolve atividades de pequena mineração na área. Também existem outras companhias nacionais e transnacionais estabelecidas perto da zona de Nambija, entre as quais podemos mencionar Gribipe, Concumine, Sultana del Cóndor.

2.5.1- Beneficiamento de Minérios

A mineração artesanal explora, fundamentalmente, a mineralização de ouro visível associada as rochas de *skan*, possibilitando o emprego de ferramentas manuais de moagem, recuperando o ouro livre por gravimetria simples. Em função dos recursos econômicos que dispõem os garimpeiros, são usados outros equipamentos como britadeira de mandíbula (*chancadora*) e moinhos do tipo *trapiche chileno*. O conteúdo médio de ouro na jazida é de 6 a 8 g/t, porém há zonas de enriquecimento onde o conteúdo de ouro alcança 800 g/t (Paladines & Rosero, 1996). As porcentagens de recuperação do ouro são muito baixas (aproximadamente 50% do total). Na atualidade, observa-se um decréscimo das atividades de garimpo, devido basicamente, aos acidentes ocorridos (deslizamento de terras) e pela diminuição dos teores de ouro, após as zonas mas enriquecidas terem sido explotadas. O aproveitamento do minério com teores mais baixos requer otimização e implementação de técnicas mais eficazes de beneficiamento, o que resulta num custo muito elevado e fora do alcance de um grande número de garimpeiros. O processo de beneficiamento aplicado em Nambija está indicado na Figura 2.4.

Este processo compreende as seguintes etapas:

- Trituração primária (britagem) do minério, através de trituradoras de mandíbulas ou manual, com o emprego de marretas;
- Moenda por via úmida, com moinhos de pisão ou de rodas (*trapiche*).
- Concentração do ouro livre (gravitacional em calhas de madeira ou cimento com “*bayeta*” ou com pranchas eletrolíticas);
- Amalgamação em bateia do concentrado em calhas. Em algumas ocasiões, o Hg é incorporado ao mineral já na fase de moenda em pequenos moinhos de barras ou bolas denominados *chanchas* (amalgamação direta);
- Queima do amálgama; a maioria dos garimpeiros queimam o amálgama em circuito aberto, numa panela de cerâmica.

A comercialização do ouro é realizada pelos mesmos garimpeiros. Obtida a “esponja de ouro”, a mesma é vendida a compradores de cooperativas locais (sub-comercialização). Nos postos de compra é realizada a última queima, para eliminar todos os resíduos de mercúrio. Os preços de comercialização do ouro estão em função da oferta e demanda ou pela cotação internacional.

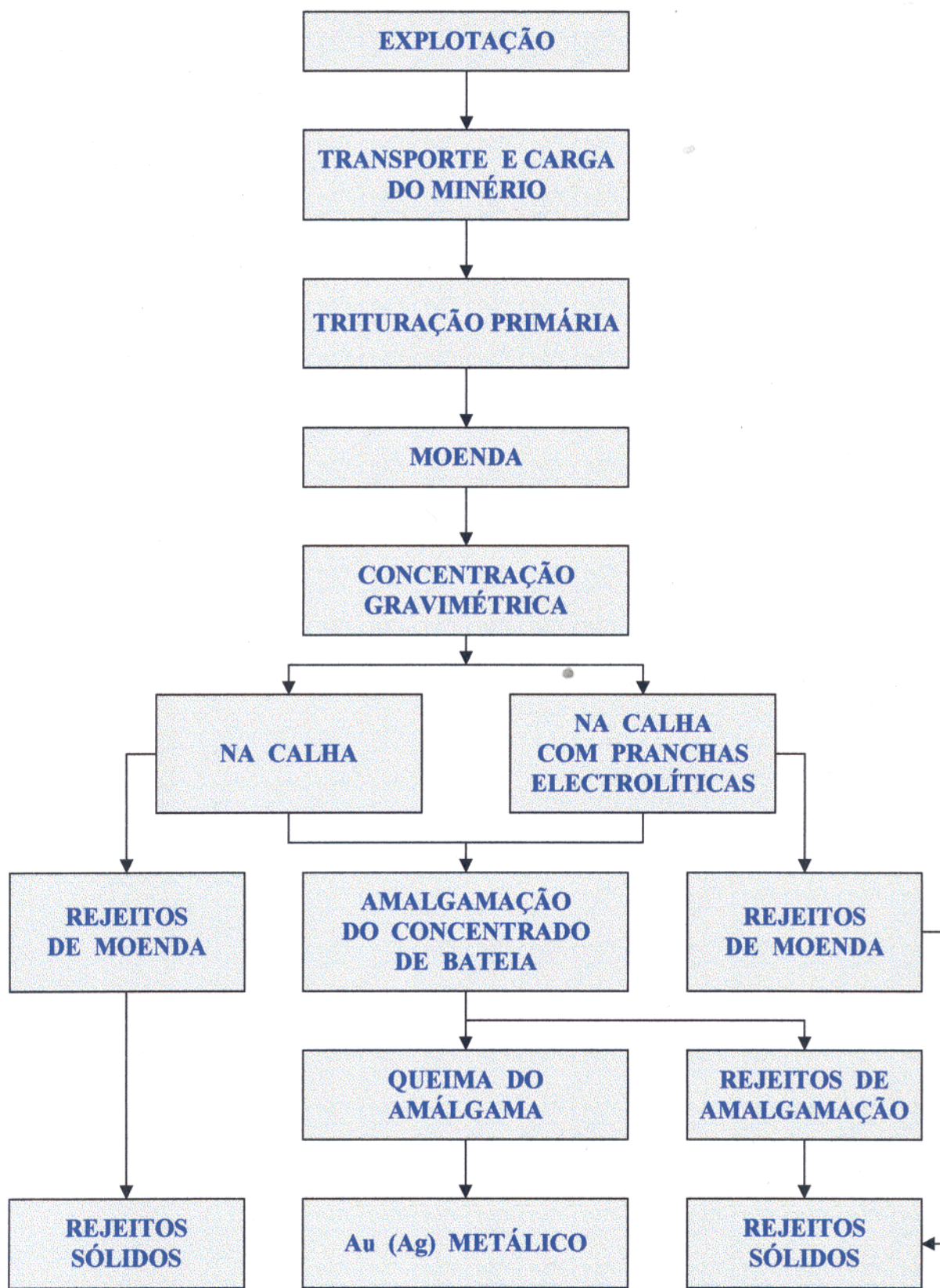


Figura 2.4 - Diagrama Geral do Processo de Beneficiamento do Ouro no Distrito Mineral de Nambija.

2.5.2- Produção Atual e Potencial das Reservas

A produção de ouro em Nambija é flutuante. As reservas da área são de difícil avaliação, no entanto, foram realizados cálculos preliminares, a partir de um conjunto de dados geológicos simples, tais como área e espessura das seqüências mineralizadas, densidade das amostras de mão e resultados analíticos. Os dados referenciados sobre o potencial de reservas prováveis estimadas são de 5 milhões de onças troy (Dávila, 1997).

3- CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES DE EMISSÃO E DOS CONTAMINANTES

As diferentes atividades de mineração no sul do Equador apresentam características similares referentes aos métodos de extração e beneficiamento empregados. Segundo SES (1999) essas características são as seguintes:

- Todas as operações auríferas importantes são explorações de rocha dura em minas subterrâneas;
- A mineralização de ouro aparece associada com de sulfetos que contém uma grande variedade de metais/metaloídes;
- A recuperação do ouro se dá através de métodos de beneficiamento que empregam técnicas gravimétricas e de lixiviação, o que produz grande quantidade de resíduos;
- O mercúrio é usado regularmente para a recuperação do ouro de concentrados gravimétricos por amalgamação; e
- Os rejeitos do beneficiamento gravimétrico (areias e resíduos) são usualmente reprocessados por lixiviação com cianeto.

Os produtos finais das atividades de mineração incluem grandes quantidades de resíduos sólidos, geralmente descarregados diretamente nas drenagens que atravessam áreas mineiras. Dependendo da natureza dos resíduos, eles poderão dar origem a drenagem ácida de rocha (DAR). A DAR representa a formação de soluções ácidas enriquecidas em metais, geradas pelo intemperismo e lixiviação natural das rochas e resíduos que contêm sulfetos como pirita (FeS_2), calcopirita (CuFeS_2), galena (PbS), esfalerita (ZnS), etc. Os sulfetos intervêm em reações de oxido-redução, nos quais o componente S_2^{2-} dos sulfetos é oxidado a sulfato SO_4^{2-} , gerando íons H^+ e liberando os metais associados, que, ao serem lançados em rios e riachos, sofrem uma ampla dispersão tanto na sua forma solúvel como na particulada (Salomons *et al.*, 1995).

A drenagem ácida apresenta pH muito baixo e condições altamente redutoras, que favorece a solubilização de metais. O pH influi diretamente na mobilidade dos metais. Zonas com pH elevado geralmente coincidem com aquelas em que a maioria dos elementos são pouco móveis ou imóveis; em contrapartida, zonas de elevado potencial de oxidação tendem a apresentar maiores mobilidades para os elementos em relação a zonas redutoras. A maioria dos elementos tóxicos, são altamente solúveis em soluções ácidas e precipitam como óxidos ou hidróxidos em meios básicos (Drever, 1988).

Em Nambija, alguns denominados “elementos pesados” estão associados com as mineralizações de ouro, em consequência também estão associados com os resíduos da mineração. O estéril da extração e o rejeito do processo de beneficiamento do ouro representam a maior fonte de contaminação no Distrito Mineral de Nambija, e contém vários poluentes, como: a) mercúrio, empregado no processo de amalgamação de concentrados de ouro, b) metais pesados componentes da mineralização e c) cianeto, usado para lixiviar o ouro. O fluxo de material na atividade de mineração do ouro no sul do equador, é ilustrado na Figura 3.1.

3.1- MERCÚRIO

3.1.1- Generalidades

O mercúrio (de número atômico 80 e símbolo Hg) é um elemento traço, considerado altamente tóxico para o meio ambiente. Pode ser liberado através das atividades humanas ou através de processos naturais. Entre as características mais importantes desse metal é a capacidade de bioacumulação, que faz dele um metal muito perigoso ao entrar na cadeia alimentar, especialmente quando é transformado em compostos organo-mercúricos, por atividade microbiológica e bioquímica, através de reações de metilação, complexação e adsorção (Jernelöv, 1973, Pfeiffer *et al.*, 1990; Hacon, 1993; SES, 1999). A acumulação de mercúrio está relacionada à concentração de carbono orgânico e enxofre no solo, e é controlada principalmente pela formação e precipitação de complexos orgânicos (Mitra, 1986).

O comportamento do mercúrio nos diferentes ecossistemas depende das suas várias formas físicas e químicas e das características biológicas e físico-químicas do meio ambiente. Cerca de 55% do mercúrio liberado pelos garimpos entram diretamente na atmosfera sob a forma de vapor (Hg^0), o restante é lançado sob a forma metálica (líquida). O vapor de mercúrio sofre oxidação, reagindo com o vapor de água e ozônio (O_3) presente no ar, e lixiviado pela chuva deposita-se sob a forma iônica (Hg^{2+}) nos solos, sedimentos e rios. As transformações microbianas anaeróbicas podem conduzir a uma metilação do mercúrio, acumulando-se em plantas e animais (Pfeiffer *et al.*, 1990; Hacon, 1993).

No Distrito de Nambija, a produção garimpeira do ouro está fora do controle de fiscalização governamental, de forma que não se tem dados da produção real de ouro, o que impossibilita estimar a quantidade de mercúrio utilizada nesta atividade.

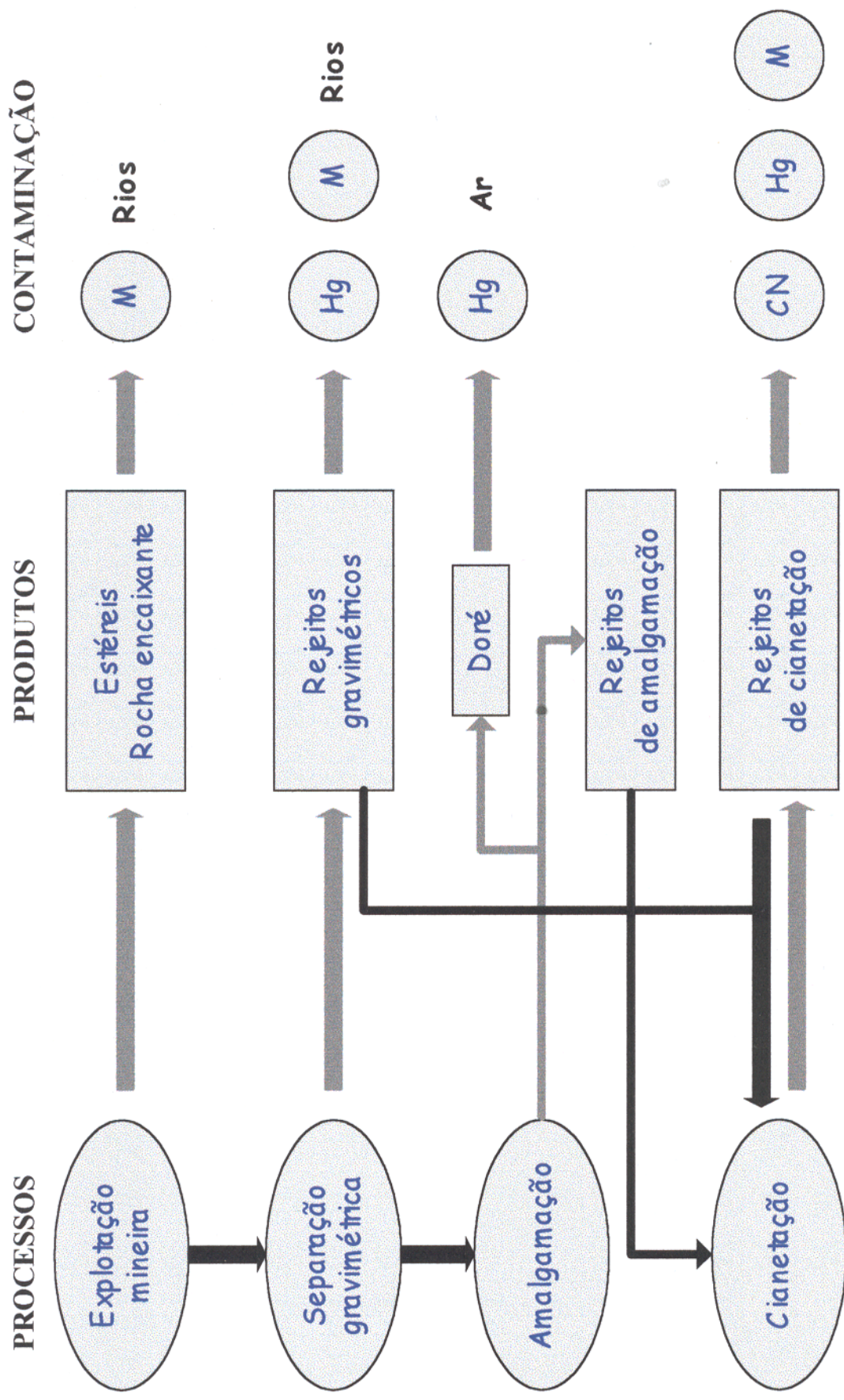


Figura 3.1 - Diagrama de Fluxo de Fluxo de material na Mineração do Ouro no Sul do Equador. Descarga de Rejeitos em Rios (SES, 1999)
M = metais pesados.

O consumo total de mercúrio nos garimpos é apenas avaliado de forma aproximada, já que as estatísticas oficiais de produção de ouro certamente não refletem a realidade, além do que os métodos de utilização do metal na amalgamação variam de região para região e mesmo de garimpo para garimpo (Ferreira & Appel, 1991; Veiga, 1997).^o A quantidade de mercúrio empregada na produção de ouro é função das características específicas de cada região e das tecnologias usadas. As estatísticas disponíveis indicam que para cada 1Kg de ouro produzido na Amazônia Brasileira são liberados de 1,4 Kg de mercúrio para o meio ambiente (Pfeiffer & Lacerda, 1988; Pfeiffer, 1992; Veiga, 1997).

No Distrito de Nambija, com base nas informações obtidas dos garimpeiros conclui-se que são usados aproximadamente de 1,5 a 2 Kg de mercúrio para a produção de 1 kg de ouro. Segundo B. Yepez (informação verbal, 1999) os moinhos tem capacidade de 12 t/d, em sistema de funcionamento contínuo, empregando uma onça de mercúrio por tonelada de minério. Pesquisas realizadas em áreas similares de garimpo no Equador, demonstraram que para produzir 1 Kg de ouro são empregados 1,05 Kg de mercúrio na área de Portovelo-Zaruma (Maldonado, 1996) e 1,6 Kg de mercúrio na área de Ponce Enríquez (Cenda¹ *apud* SES, 1999).

3.1.2- Propriedades Físico-químicas

O mercúrio é um metal brilhante de cor prateada, à temperatura ambiente encontra-se em estado líquido, apresenta alta tensão superficial ($4,8 \times 10^{-3}$ N/cm) e baixa resistividade elétrica ($95,8 \times 10^{-6}$ ohm/cm a 20° C. Possui peso atômico de 200,61, ponto de fusão -38,90° C, ponto de ebulição 357,3° C. Seu peso específico é de $13,6 \text{ g/cm}^3$ (0° C). O mercúrio metálico devido à sua alta pressão de vapor (163×10^{-3} Pa), evapora facilmente a temperatura ambiente: a 20° C sua concentração no ar pode alcançar até $0,014 \text{ g/m}^3$ e a 100° C até $2,4 \text{ g/cm}^3$ (Wotruba *et al.*, 1998). Um grande número de metais, especialmente ouro, prata, cádmio, estanho, bismuto, chumbo, zinco e sódio, formam facilmente ligas com o mercúrio metálico que se denominam “amalgamas” (Melhor, 1967; Wotruba *et al.*, 1998). Esta propriedade é muito utilizada pelos garimpeiros na recuperação de ouro na pequena mineração aurífera.

¹ CENDA. 1996. Memória técnica de los trabajos ejecutados por Fundación CENDA en la región de Ponce Enríquez y Pijili. PRODEMINCA.

A solubilidade do mercúrio na água depende fortemente da temperatura: 60 µg/L a 20° C, 250 µg/L a 50° C, 1.100 µg/L a 90° C. A solubilidade em lipídios (óleos e graxas) situa-se entre 5 e 50 µg/L (Wotruba *et al.*, 1998).

3.1.3- Fontes de Emissão e Usos

A crosta terrestre apresenta uma concentração média de aproximadamente 0,02 ppm de mercúrio. O ar tem uma concentração média de 0,005 - 0,06 ng/m³, a água doce 0,1 µg/L, a água do mar 0,03 µg/L, os solos apresentam concentrações características de 20 a 150 ppb de mercúrio (Von Burg & Greenwood, 1991; BMZ, 1995).

Em todos os tipos de rochas magmáticas, a concentração de mercúrio é muito baixa, enquanto que em rochas sedimentares, sedimentos argilosos e, em particular solos orgânicos pode ocorrer alta concentração. Os dados compilados por Kabata-Pendias & Pendias (1984) mostraram que o teor médio natural de mercúrio no solo não ultrapassa 0,4 µg/g.

Como fontes emissoras naturais de mercúrio citam-se as atividades vulcânicas, emissão de gases da crosta terrestre, transpiração da cobertura vegetal e evaporação dos oceanos, intemperismo e dissolução dos minerais de rochas devido a ação prolongada da água. Este é um ciclo pelo qual o mercúrio é transportado pelas águas superficiais e passa para a atmosfera por meio da desgasificação da crosta terrestre (Wotruba *et al.*, 1998). Sobre a quantidade de emissões naturais existem cifras muito diferentes, enquanto alguns autores falam de quantidades de até 150.000 t/a, outros, afirmam que as emissões naturais não superam as 3.000 t/a (Veiga² *apud* Wotruba *et al.*, 1998).

A emissão de mercúrio de origem antrópica para o ambiente tem sido estimada em 50.000 t/a. Dentre as fontes antropogênicas de mercúrio, destacam-se as atividades de mineração, geração de energia, atividades industriais, defensivos agrícolas e o lixo urbano. A mineração contribui com aproximadamente 50%, com o restante prevenindo de atividades agrícolas e fontes menores (uso em laboratórios, amálgamas dentários, emprego de combustíveis fosseis). Embora a concentração de mercúrio em combustíveis fosseis seja pequena, a enorme taxa de acumulação dos mesmos constitui uma fonte significativa de emissão de 140 a 2.700 t/a de mercúrio, enquanto que a utilização de petróleo é responsável por uma emissão de 200 t/a (Bezerra, 1991).

² VEIGA, M. 1994. Base de datos del Expert System HgEx. Vancouver BC.

As fontes antropogênicas se caracterizam por serem de baixa amplitude, se comparadas com as naturais, mas significativamente mais intensas por seu caráter pontual.

Existem mais de 20 minerais diferentes que contém mercúrio, mas somente o sulfeto de mercúrio (cinábrio) e algumas vezes mercúrio metálico são importantes para a produção. Como elemento traço, o mercúrio é contido em quase todo tipo de rochas vulcânicas. As jazidas mais importantes são de cinábrio (HgS), localizadas em rochas vulcânicas (Wotruba *et al.*, 1998). Secundariamente, pode estar presente como elemento não essencial em minerais como pirita, quartzo, calcita, dolomita e outros.

Os depósitos mais importantes de mercúrio estão na Espanha, Itália, México, Estados Unidos, Reino Unido, antiga URSS e China. Os depósitos da mina de Almadén na Espanha são as mais antigas e considerados os mais importantes do mundo, sendo explorados por mais de 2000 anos extraindo mais de 250.000 t de Hg (Frades, 1979; Plachy³ *apud* Wotruba *et al.*, 1998). No entanto, uma grande quantidade da produção de mercúrio tem origem como subproduto da exploração de jazidas sulfetadas de outros metais, enquanto outra parte é produzida por reciclagem de materiais secundários (Von & Greenwood, 1991).

A produção mundial de mercúrio durante os anos 1992 a 1996 é indicada na Tabela 3.1.

³ PLACHY, J. **Metals and minerals**. In: USGS Minerals Yearbook 1996. Washington. v1. 1997. (<http://minerals.er.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/430496.pdf>).

Tabela 3.1 - Produção Mundial de Mercúrio (por país), em toneladas (1/, 2/) (Wotruba *et al.*, 1998)

País	1992	1993	1994	1995	1996
Argélia	476	459	414	292	300
China e/	580	520	470	780 r/	240
Tchecoslováquia 3/	Xx	xx	Xx	xx	xx
Finlândia	75 r/	101 r/	90 r/	90 e/	90
Quirguistão	350 r/ e/	350 r/ e/	379 r/	380 r/	580
México	21	12	10 e/	15 e/	15
Marrocos e/ 4/	20	20	20	20	20
Rússia e/	70	60	50	50	50
Eslováquia e/	Xx	50	50	50	20
Eslovênia e/	7	-	-	-	-
Espanha	36	64 r/	393	1.497	1.500
Tadjiquistão	100	80	55	50	45
Turquia	5	-	-	-	-
Ucrânia	100	80	50	40	30
Estados Unidos	64	W	W	W	W
Total	1.960 r/	1.800 r/	1.980 r/	3.160 r/	2.890

e/ Estimado

r/ Revisado

W não divulgado para evitar o uso de dados da companhia proprietária, excluído do "total"

xx Não aplicável

1/ Tabela inclui dados até abril 29 de 1997

2/ "Total" e dados estimados são aproximados (soma pode diferir do total mostrado)

3/ Desintegrado dezembro 31 de 1992

4/ Mercúrio produzido como subproduto de mineração de prata

A estas cifras de produção primária devem-se adicionar as quantidades de mercúrio secundário reciclado de:

- Plantas de cloro/soda obsoletas
- Indústria elétrica e eletrônica (termostatos, baterias, lâmpadas, interruptores, etc.)
- Indústria química (catalisadores)
- Barômetros e termômetros

As propriedades particulares do mercúrio como a mobilidade e a capacidade de dissolver inúmeros metais como cobre, prata, ouro e os metais alcalinos lhe permitem inúmeras aplicações, A Tabela 3.2 mostra as principais atividades industriais e respectivas utilizações do mercúrio.

Tabela 3.2 - Atividades Industriais e Fontes de Consumo de Mercúrio (Kaiser & Tölg, 1980; Bezerra, 1991; Ferreira & Appel, 1991)

Atividade Industrial	Utilização de mercúrio
Indústria cloro/soda	- cátodo na célula eletrolítica
Indústria de materiais plásticos	- sais inorgânicos de Hg como catalizador
Fabricação de produtos químicos	- fabricação de monômero cloreto de vinila
Amalgamas metálicas	- produtos intermediários de síntese: cloreto mercúrico e óxido mercúrico.
Instrumentos de controle	- beneficiamento de ouro fino (garimpo)
Equipamento e aparelhos elétricos	- recuperação de zinco e preparação de espelho (amalgama Zn/Hg)
Indústria de papel e celulose	- uso em barômetros, termômetros, manômetros, selos hidráulicos e válvulas
Artigo dentário	- lâmpadas e tubos de descarga
Indústria farmacêutica	- compostos organo-mercuriais no tratamento de branqueamento
Indústria de tintas	- amalgamas em obturações dentárias
Indústria de madeira	- fabricação de sabão, cosméticos, antissépticos, diuréticos, pomadas para pele
Fabricação de explosivos	- tintas emulsionáveis onde os compostos organo-mercuriais são ativos atuando c/ fungicida, bactericida, e anti-incrustante
Indústria do couro	- uso de compostos organo-mercuriais no tratamento de preservação contra fungos
Indústria têxtil	- emprega-se o nitrato ácido de mercúrio para fabricação de detonante de pólvora
	- produto à base de fenil-mercúrio
	- emprega-se compostos organo-mercuriais como fungicida

3.1.4- Espécies Químicas do Mercúrio

O mercúrio se apresenta tanto nas formas inorgânicas quanto orgânicas, sendo o metilmercúrio sua forma mais tóxica. O mercúrio metálico dissolve-se facilmente em ácido nítrico e em menor grau, na água regia. Somente em altas temperaturas dissolve-se em ácido sulfúrico e ácido clorídrico, formando sais de mercúrio (Wotruba *et al.*, 1998). Na hidrosfera, nos sedimentos, nos solos e na biota o mercúrio pode ocorrer em diversas formas químicas, além da forma metálica Hg^0 , pode existir como de íons Hg^{1+} e Hg^{2+} .

De uma maneira geral podemos dividir três classes de compostos mercuriais segundo suas principais características físico-químicas: 1) compostos voláteis, Hg^0 e $(CH_3)_2Hg$; 2) compostos

compostos reativos: Hg^{2+} ; HgX_2 , HgX_3 , HgX_4 , ($\text{X} = \text{OH}$, Cl e Br), HgO em aerossóis e Hg^{2+} complexado a ácidos orgânicos; 3) compostos não reativos: CH_3Hg , CH_3HgCl , CH_3HgOH e outros compostos organomercúricos como $\text{Hg}(\text{CN})_2$, HgS e Hg^{2+} ligados ao enxofre em materiais húmicos (Lacerda, 1990).

Segundo Wrotruba *et al.*, (1998) os compostos inorgânicos de mercúrio podem classificar-se nos seguintes grupos: 1) sulfetos (HgS); 2) óxidos (HgO); 3) compostos com halogêneos (Hg_2Cl_2 , HgCl_2 , HgF_2 , Hg Br_2); 4) cianetos e tiocianetos [$\text{Hg}(\text{SCN})_2$]; 5) nitratos e sulfatos [$\text{Hg}_2(\text{NO}_3)_2$, Hg_2SO_4 , HgSO_4].

Vários dos compostos inorgânicos são quimicamente instáveis, portanto constituem uma fase intermediária na formação de compostos orgânicos. O mercúrio metálico também dissolve-se em ácidos orgânicos. Compostos inorgânicos de mercúrio, especialmente os halogêneos podem reagir com substâncias orgânicas formando compostos orgânicos de mercúrio. Nos compostos orgânicos, o mercúrio geralmente forma ligações covalentes com o carbono (Wotruba *et al.*, 1998). Dentre os compostos organomercuriais, os mais tóxicos são os alquilmercuriais: metilmercúrio (CH_3Hg^+), metoximetilmercúrio, etilmercúrio, diuréticos de mercúrio, entre outros. Algumas espécies tóxicas de mercúrio e suas fontes são mostradas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Formas Químicas e Usos do Mercúrio (CCREM, 1987)

Nome	Forma	Origem/Usos
Hg	metálico ou elementar Hg^0	- plantas de cloro/álcalis - amálgamas dentárias - garimpo (amálgama com ouro) - equipamentos elétricos (baterias, interruptores) - instrumentos (termômetros, barômetros)
Hg	Inorgânico Hg^{2+}	- equipamentos elétricos - produtos de limpeza para pele - produtos medicinais
Metilmercúrio	Orgânico $\text{CH}_3\text{Hg}^{+1}$	- dietas (peixe contaminado) - sedimentos poluídos
Fenilmercúrio	Orgânico $\text{C}_6\text{H}_5\text{Hg}^{+1}$	- fungicidas - pigmentos, tintas

3.1.5- A Cadeia Alimentar e o Homem

O mercúrio emitido pela atividade de garimpo é acumulado nos solos e sedimentos dos rios principalmente como mercúrio metálico. Para que o mercúrio seja liberado dos sedimentos fluviais para as águas é necessário que se transforme de sua forma química metálica para outras formas iônicas simples ou complexas, com ânions de cloro ou enxofre, com radicais orgânicos sob ação de bactérias.

Segundo Pfeiffer *et al.* (1990) e Hacon (1993), o mercúrio é o único dos metais que comprovadamente apresenta biomagnificação, isto é, aumenta sua concentração em organismos vivos ao passar de níveis tróficos inferiores (herbívoros) para níveis superiores (carnívoros), porém, o mecanismo de acumulação do mercúrio na cadeia alimentar situa-se numa relação direta com o grau de contaminação do ambiente (disponibilidade de metilmercúrio).

Os peixes assimilariam o mercúrio através da cadeia alimentar. Inicialmente constituída de microorganismos do fitoplâncton, daí passaria aos organismos do zooplâncton que alimentam-se dos primeiros, em escala progressiva, em cada anel sucessivo, até chegar aos peixes e finalmente ao homem. A concentração de metilmercúrio nos peixes geralmente está relacionada com seu tamanho, idade e sua posição na cadeia alimentar. Os animais terrestres muito raramente apresentam níveis de mercúrio no tecido muscular que exceda 50 µg/Kg (Von Burg & Greenwood, 1991).

A produção de metilmercúrio por diferentes espécies de bactérias capazes desta função pode ser controlada por diferentes variáveis ambientais, destacando-se o potencial de oxidação, a concentração de mercúrio inorgânico, a temperatura, a atividade microbiológica e a concentração de sulfetos. A temperatura afeta a produção de metilmercúrio já que acelera a atividade microbiana e aumentos na taxa de crescimento microbiano resultam em aumentos proporcionais da taxa de metilação (Lacerda, 1990).

A metilação do mercúrio pode ocorrer fora dos organismos vivos, desde que exista alta concentração de ácidos fúlvicos e húmicos (ácidos orgânicos de grande peso molecular) no meio aquático, sendo acelerada em ambientes ácidos, com pH < 6 (Pfeiffer *et al.*, 1990). Ainda, faltam dados mais precisos sobre a conversão de mercúrio metálico para metilmercúrio nos diferentes compartimentos ambientais. Estima-se que não mais que 1% do mercúrio metálico nos sedimentos é transformado em metilmercúrio (Von Burg & Greenwood, 1991).

O acidente mais grave conhecido de contaminação humana por mercúrio através da ingestão de peixes é sem dúvida, o episódio de Minamata (Japão), ocorrido nos anos 60 e diagnosticado somente três anos depois. As águas da Bahia de Minamata foram poluídas pelas descargas de águas contaminadas por mercúrio de uma fábrica de cloreto de vinil. O consumo humano de peixes e mariscos contaminados com metilmercúrio resultara num maciço envenenamento onde mais de 100 pessoas morreram (Förstner & Wittmann, 1983). Também é bastante conhecida a contaminação por sementes no Iraque, em 1972. Outros casos conhecidos de contaminação maciça ocorreram no Canadá, Paquistão Oriental, Gana e Guatemala.

3.1.6- Riscos e Conseqüências

Segundo WHO (1984) os indivíduos expostos a riscos de contaminação por mercúrio são: trabalhadores com exposição ocupacional ao mercúrio, populações que vivem nas proximidades de atividades minerárias ou industriais, populações oriundas de regiões contaminadas com mercúrio, pessoas que se alimentam com peixes e outros produtos aquáticos contaminados. A ingestão de alimento contaminado por mercúrio pelas gestantes compromete o feto de forma irreversível (Pfeiffer, 1992).

A toxicidade do mercúrio e seu efeito na saúde humana em áreas de garimpo se dá em função da inalação de vapor de mercúrio, emitido durante a queima do amálgama e a exposição à introdução de mercúrio metálico. Os efeitos no organismo e no meio ambiente são irreversíveis, não existindo meios de descontaminação quando são ultrapassados os limites de tolerância (Barros, 1988). A forma de entrada de mercúrio no organismo tem sido atribuída à cadeia alimentar aquática, por via cutânea e por inalação nas proximidades de regiões mineiras ou industriais que utilizam mercúrio em seus processos produtivos (Lacerda *et al.*, 1996).

O mercúrio sob forma de vapor é nocivo para a saúde do homem e dos animais, sendo ainda mais nocivas suas sais solúveis na forma orgânica e inorgânica. Por inalação, o mercúrio pode alcançar os pulmões, atravessar a parede alveolar e passar aos glóbulos vermelhos e outros tecidos no organismo. Aproximadamente 80% do mercúrio inalado é absorvido pelos pulmões, se reduz em 50% num lapso de 50 dias, e é excretado através das fezes e da urina (Galvão & Corey, 1987; Wotruba *et al.*, 1998).

Dependendo da forma físico-química em que se encontra, o mercúrio apresenta diferentes processos cinéticos e efeitos tóxicos. Os órgãos mais visados ao depósito de mercúrio são: o

cérebro, as hemáceas, os pêlos, os cabelos, os rins, o fígado, a mucosa intestinal, o coração, os músculos e os ossos; ainda que o plasma, o líquido cérebro-espinhal, a bÍlis, a urina, também possam acumular mercúrio em menor escala. A intoxicação por mercúrio provoca vômitos freqüentes, degeneração de todas as mucosas e revestimentos internos, disfunções motoras, paralisia e, eventualmente a morte (Louria, 1984).

3.1.7- Processo de Amalgamação, Situação Atual

A amalgamação é o processo mais importante empregado na produção do ouro no garimpo de Nambija, porque se trata de uma técnica barata e simples de realizar; mas não é efetiva na recuperação de uma grande parte de mineral. No processo de amalgamação, o ouro é concentrado com mercúrio líquido e recuperado por aquecimento com o emprego de um maçarico ou fogo de lenha (Jiménez Ludeña, 1996). O amálgama forma-se pela combinação de mercúrio com ouro durante o processo de extração do ouro. O mercúrio pode estar presente em forma de gotículas dispersas na superfície das calhas de amalgamação. Os problemas que freqüentemente ocorrem no processo de amalgamação são descritos a seguir:

- Na maioria das instalações de beneficiamento, na etapa de moenda, o minério é moído em excesso, ocasionando a fuga de partículas finas de ouro com mercúrio. Geralmente, a amalgamação se realiza diretamente nos moinhos;
- A britagem nos trituradores de mandÍbulas, não permite fazer uma separação seletiva da parte mineralizada do estéril (rocha encaixante), havendo perdas de ouro nos rejeitos de extração e processamento do minério;
- Uma grande porcentagem do minério que sai dos moinhos não é retido nos carpetes das calhas de concentração, escapando para os cursos de água;
- Os procedimentos de queima da amálgama são realizados em circuito aberto, sem o uso de retortas. Não é possível recuperar todo o mercúrio em forma de amálgama e uma parte deste em forma metálica livre (gotículas ou partículas muito finas), é emitido diretamente às drenagens naturais que atravessam a área;
- Os lubrificantes e graxas são extremamente problemáticos, se fixam no mercúrio e tendem a apanhar sulfetos, argila e outros minerais. Como resultado, o mercúrio é coberto por uma película de finas partículas que impedem o contato do mercúrio com o ouro, abaixando a recuperação deste. Agentes limpadores são utilizados como medidas preventivas para evitar

esses fatores negativos e melhorar o rendimento da amalgamação. Entre estes tem-se: cal, detergentes, *panela* (concentrado de cana de açúcar), limão, traços de cianeto, gasolina, entre outros.

Em função da relação mercúrio/ouro utilizada no processo de amalgamação, se tem um amálgama “seco” com alto conteúdo de ouro, ou “líquido”, com pouco conteúdo de ouro (Wotruba *et al.*, 1998). A separação mercúrio livre - amálgama, geralmente é feita em pedaços de tecido de algodão, exercendo-se uma pressão manual. Após este processo, a amálgama fica sobre o tecido como uma massa consistente. Neste método manual de separação, o garimpeiro entra em contato direto com o mercúrio, aumentando o risco de intoxicação. Além disso, esta não é uma técnica efetiva de separação, devido à baixa pressão exercida. Recomenda-se o emprego de prensas de amálgama, que permitem aplicar uma pressão maior do que a aplicada no método manual.

3.2- METAIS PESADOS

3.2.1- Generalidades

A expressão “metal pesado”, comumente utiliza-se para designar metais classificados como poluentes, aplica-se a elementos que têm peso específico maior que 5 g.cm^{-3} ou que possuem um número atômico maior que 20. A expressão engloba metais, semi-metais e mesmo não metais como o Se. Trata-se, portanto, de um conjunto muito heterogêneo de elementos (Malavolta, 1994; CETESB, 1997).

Metais e seus produtos de transformação podem ocorrer no ambiente adsorvidos ao solo, material particulado ou em partículas suspensas no ar ou dissolvidos em soluções. Os efeitos ecológicos dos metais pesados estão intimamente relacionados à sua distribuição, seu conteúdo e as espécies nas fases sólidas e líquidas dos solos (Brümmer, 1986). Sua acumulação nos sedimentos é realizada pelos fenômenos de adsorção, precipitação e coprecipitação com os óxidos de Fe-Mn ou na forma de carbonatos, associados à matéria orgânica na forma de quelatos ou incorporados na rede cristalina dos minerais (Salomons & Förstner, 1980; Chakrapani & Subramanian, 1993).

Os processos e reações químicas, nas quais os metais participam, determinam o ciclo e a interação dos metais no ambiente. Geralmente o comportamento fisiológico, toxicológico e ecológico de um metal depende de sua forma química, ou seja, de sua estrutura específica

assumida em condições ambientais particulares (Brümmer, 1986). Os metais pesados, apesar de serem componentes naturais do meio ambiente, quando em concentrações elevadas representam riscos à saúde. Entre os metais pesados considerados mais nocivos estão mercúrio, cádmio, chumbo e cromo (Adriano, 1986; Valle, 1995).

Durante as últimas décadas, várias investigações têm sido conduzidas para estimar a disponibilidade e desenvolvimento temporal dos processos de poluição de solos por metais pesados. Metais acumulados no solo são lentamente eliminados por lixiviação, absorção por vegetais, erosão, etc. A meia vida de metais pesados, indicada por Kabata-Pendias & Pendias (1984), é muito variável. Para o Zn, estimou-se uma meia vida de 70 a 510 anos; para o cádmio, de 13 a 1.100 anos; para o cobre, de 310 a 1.500 anos e para o Pb, de 740 a 5.900 anos

Os metais podem ocorrer, no solo, na forma de íons trocáveis, incorporados dentro ou sobre a superfície de precipitados inorgânicos ou na solução do solo. A concentração de metais pesados em solução, é de grande importância para todas as considerações ecológicas, pois as plantas retiram os metais disponíveis da solução do solo e o veículo principal de transporte destes elementos são as águas naturais (Brümmer, 1986).

De acordo com o grau de toxicidade, os metais podem ser classificados em: não críticos, tóxicos, porém muito insolúveis ou muito raros, muito tóxicos e relativamente acessíveis (Wood⁴ *et al. apud* Förstner & Wittmann, 1983) (Tabela 3.4).

⁴ WOOD, J. M.; SEGALL, H. J.; RIDLEY, W. P.; CHEH, A.; CHUDICK, W. & THAYER, J. S. 1977. Metabolic cycles for toxic elements in the environment. Proc. Inf. Conf. Toronto. **Heavy metals in the environment I**, 49-69.

Tabela 3.4 - Classificação dos Elementos de Acordo a sua Toxicidade e Disponibilidade, (Wood *et al.* apud Förstner & Wittmann, 1983)

NÃO CRÍTICOS			TÓXICOS MUITO INSOLÚVEIS			MUITO TÓXICOS E RELATIVAMENTE ACESSÍVEIS		
C	Na	Li	Ti	Nb	Rh	Be	As	Au
P	K	Rb	Hf	Ta	Ir	Co	Se	Hg
Fe	Mg	Sr	Zr	Re, Ga	Ru	Ni	Te	Tl
S	Ca	Al	W	La	Ba	Cu	Pd	Pb
Cl	H	Si		Os		Zn	Ag	Sb
Br	O					Sn	Cd	Bi
	N						Pt	

3.2.2- Fontes de Emissão de Metais

Segundo Förstner & Wittmann (1983); Singh & Steinnes (1994) e Salomons *et al.* (1995), em geral, é possível diferenciar cinco fontes principais de metais no meio ambiente: intemperismo, processamento de minérios (atividades de mineração), uso de metais e utensílios metálicos (indústria, agricultura, uso doméstico), lixiviação de metais de depósitos de resíduos e excrementos de animais e humanos.

A mineração é tão somente uma das vias mediante as quais os elementos metálicos são enriquecidos no meio ambiente. De maneira geral, os metais em áreas de mineração provem de duas fontes (Förstner & Wittmann, 1983; Salomons *et al.*, 1995):

- 1) Contribuições naturais geradas por processos de intemperismo de rochas e corpos mineralizados; e
- 2) Aportes antropogênicos, produto das atividades de mineração e do processamento de minérios, atividades que contribuem para a liberação dos elementos e aceleração dos processos geoquímicos de intemperismo, especialmente em resíduos de exploração (estéreis, rocha encaixante) e resíduos do processo de beneficiamento.

Segundo Ross (1994), as fontes de contaminação de origem antropogênico em solos e plantas podem ser classificados em cinco grupos importantes (Tabela 3.5):

Tabela 3.5 - Fontes de Metais Tóxicos no Ambiente (Ross, 1994)

1. Indústria metalúrgica
<ul style="list-style-type: none"> a. Decomposição dos dejetos, contaminação por intemperismo e erosão (As, Cd, Hg, Pb) b. Dispersão fluvial de lixo: depositado no solo pela inundação e dragado dos rios (As, Cd, Hg, Pb) c. Transporte isolado de minerais pelo solo (As, Cd, Hg, Pb) d. Dispersão originada pela volatilização de matérias provenientes das plantas de fundição de metais (As, Cd, Hg, Pb) e. Indústrias do ferro e aço (Cu, Ni, Pb) f. Acabamento de metais
2. Indústria
<ul style="list-style-type: none"> a. Plásticos (Co, Cr, Cd, Hg) b. Têxteis (Zn, Al, Ti, Sn) c. Microeletrônica (Cu, Ni, Cd, Zn, Sb) d. Depósito de madeira (Cu, Cr, As) e. Refinaria (Pb, Ni, Cr)
3. Deposição atmosférica
<ul style="list-style-type: none"> a. Fontes urbanas e industriais incluindo plantas de incineração de material de dejetos (Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V) b. Indústrias pirometalúrgicas (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti, Zn) c. Repostos de automóveis (Mo, Pb com Br e Cl, V) d. Combustão de óleos lubrificantes (As, Pb, Sb, Se, U, V, Zn, Cd)
4. Agricultura
<ul style="list-style-type: none"> a. Fertilizantes (As, Cd, Mn, U, V e Zn em alguns fertilizantes fosfatados) b. Manaures Ag, Cu c. Águas de irrigação (Cd, Pb, Se) d. Corrosão de metais (galvanoplastia e objetos de metal, Fe, Pb, Zn)
5. Deposição de dejetos no solo
<ul style="list-style-type: none"> a. Águas de esgoto (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, V, Zn) b. Lixiviado de aterros sanitários (As, Cd, Fe, Pb) c. Depósitos de ferro velhos e de rejeitos metálicos (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) d. Combustão de cinza de carvão (Cu, Pb)

3.2.3- Aspectos Gerais sobre os Metais Pesados Estudados

- **Cádmio - Cd**

O cádmio é relativamente raro, provém do intemperismo e erosão das rochas. A valência mais importante de ocorrência do cádmio é 2^+ e os fatores que mais influenciam sua mobilidade são o pH e o potencial oxidante. O principal fator determinante da concentração de cádmio no solo é a composição química das rochas, que varia de 0,07 a 1,1 ppm.

Os valores naturais de cádmio em solos, aparentemente, não excedem 0,5 ppm e concentrações maiores refletem um impacto antropogênico (Kabata-Pendias & Pendias, 1984). Os íons de cádmio podem formar complexos moderadamente estáveis, com uma variedade de compostos orgânicos, preferindo como doadores átomos de S, Se e N. Interage fortemente com grupos sulfidrilas.

O cádmio é relativamente imóvel no perfil do solo. Entretanto em águas os sais de cádmio apresentam uma solubilidade muito variável, já que o sulfato e o nitrato são relativamente muito solúveis, e carbonatos são praticamente insolúveis. Em solos desenvolvidos em climas úmidos, a migração de cádmio é favorecida pelos elevados índices pluviométricos, em consequência, o enriquecimento de cádmio em superfície pode ser indicador de contaminação (CETESB, 1997).

As principais fontes antropogênicas de cádmio são os processos da indústria de automóveis, de pigmentos e estabilizantes para plásticos de polivinil, de baterias e de esmaltes e tintas. Além disso, é usado em material fotográfico e de litografia, cura da borracha e em fungicidas (Malavolta, 1994). Os solos contaminados por cádmio podem trazer graves riscos à saúde. O cádmio é um tóxico acumulativo extremamente perigoso. No homem o cádmio é absorvido e concentra-se principalmente nos rins e no fígado (Figueredo, 1990).

• Chumbo - Pb

A concentração de chumbo em rochas magmáticas ácidas e sedimentos argilosos varia de 10 a 40 ppm, enquanto que em rochas ultramáficas e sedimentos calcários, a variação é de 0,1 a 10 ppm. O chumbo ocorre principalmente como Pb^{2+} , é estável nos estados de oxidação Pb^0 , Pb^{2+} e Pb^{4+} . Forma, também, outros minerais que são insolúveis em águas naturais (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

O chumbo raramente ocorre em seu estado natural, mas em combinação com outros elementos, forma parte de vários sulfetos, sulfossais, fosfatos, arseniats e silicatos. Seus mais importantes minérios são a galena (PbS), a cerussita ($PbCO_3$), a anglesita ($PbSO_4$) e a piromorfita [$Pb_5Cl(PO_4)_3$]. Na atualidade, o chumbo é um dos metais de maior uso industrial. É utilizado principalmente em baterias de automóveis, como aditivo antidetonante, em tintas de impressão, embalagens, fabricação de munição para armas, soldas, na indústria metalúrgica, indústria do vidro, vitrificação de peças cerâmicas. É também encontrado em processos industriais de pigmentos, de tintas, de agrotóxicos, entre outros.

A contaminação de chumbo no meio ambiente é principalmente de origem antropogênica e em menor escala de origem natural. As principais fontes de poluição por chumbo são as emissões a partir da moagem de minerais (PbS , PbO , PbSO_4), e da exaustão dos automóveis na forma de sais halogenados [PbBr , PbBrCl , Pb(OH)Br , $(\text{PbO})_2\text{PbBr}_2$] (CETESB, 1997).

A contaminação do solo com Pb é um processo irreversível e acumulativo, e tem um significado ambiental muito importante, já que o chumbo é conhecido por provocar grandes efeitos na atividade biológica do solo, interrompendo a decomposição da matéria orgânica. Os sais de chumbo são muito tóxicos e afetam principalmente o sistema hematológico, o sistema nervoso central e o renal. Saturnismo é o nome dado à intoxicação crônica causada pelo chumbo. O plumbismo é uma doença causada por envenenamento agudo pelo chumbo, difícil de diagnosticar, provoca danos no cérebro e sérios problemas comportamentais.

- **Cobre - Cu**

O cobre, embora não abundante, encontra-se longamente espalhado pela crosta terrestre. É mais abundante em rochas máficas e intermediárias e tem a tendência de ser excluído de rochas carbonatadas. Os complexos de cobre são conhecidos em três estados de oxidação: Cu^{1+} , Cu^{2+} e Cu^{3+} (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O cobre é amplamente utilizado na indústria elétrica, na fabricação de condutores e cabos elétricos e na indústria automobilística, devido às suas propriedades de ductilidade, maleabilidade, condutividade, resistência a corrosão, etc. Em geral, é um elemento imóvel no solo, apresentando, naturalmente pouca variação no perfil, entretanto, torna-se móvel quando estão presentes altas concentrações de óxidos de ferro e manganês.

A contaminação dos solos por cobre resulta da utilização de materiais que contém este elemento, como fertilizantes, pesticidas, aditivos alimentares, resíduos domésticos e agrícolas, bem como as emissões em indústrias têxteis, de cosméticos, de papel e bélicas. A mobilidade e utilidade do cobre depende fortemente do pH do solo, matéria orgânica, presença de ferro, manganês e óxidos de alumínio. Sua acumulação ocorre nos horizontes superficiais, refletindo a bioacumulação do metal e recentes fontes antropogênicas do elemento. A produção de minerais metálicos não ferrosos é uma importante fonte antropogênica deste metal e as principais fontes de emissões naturais são as partículas finas transportadas pelo vento (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O teor de cobre no solo varia de traços (solos arenosos da antiga URSS e alguns dos trópicos) a 200 - 250 ppm (vertisolos da Índia), com concentrações médias variando entre 15 e 40 ppm (Malavolta, 1994).

O cobre em concentrações de poucos ppm é fortemente tóxico. Doses excessivas de sais de cobre produzem danos no aparelho gastrointestinal e no fígado; é um potente veneno para as hemáceas, danificando suas membranas celulares e inibindo uma variedade de enzimas. O envenenamento por ingestão de sais de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) provoca náuseas, vômitos, taquicardia e sede muito forte (Louria, 1984).

- **Cromo - Cr**

A ocorrência natural de cromo na crosta terrestre é indicativo da associação deste elemento principalmente a rochas máficas e ultramáficas. Os teores de cromo em rochas ígneas ácidas e rochas sedimentares é muito menor, comumente variando entre 5 e 120 ppm, sendo maior em sedimentos argilosos (CETESB, 1997). São encontrados compostos de cromo com todos os números de oxidação entre 2^- e 6^+ , sendo os mais comuns 2^+ , 3^+ e 6^+ . no estado de oxidação 3^+ , o cromo forma complexos relativamente inertes que podem ser isolados completamente. O Cr^{6+} é facilmente reduzido em Cr^{3+} , mas também a oxidação de Cr^{3+} em solos tem sido observada, aparentemente, como efeito da habilidade de oxidação de compostos de manganês (CETESB, 1997)

O conteúdo de cromo nas rochas da crosta terrestre varia de 1 ppm em alguns granitos até quase 1% em algumas rochas básicas. Na maioria dos solos, o teor total de cromo está situado entre 5 e 1000 ppm (Kabata-Pendias & Pendias, 1984), sendo os teores mais elevados encontrados nos solos derivados de rochas ígneas e de serpentina. O teor médio mundial é considerado como sendo 50 ppm.

Os principais usos industriais do cromo são metalúrgicos, refratários e químicos. Cerca de 60 -70% do cromo produzido é utilizado em ligas metálicas. A liga Fe/Cr é utilizada diretamente como aditivo ao aço para produzir o aço inoxidável; também é utilizado na produção de tijolos refratários para revestimento de fornos industriais. O ácido crômico é usado em galvanoplastia.

Como poluente, o Cr^{6+} é mais tóxico que o Cr^{3+} devido a sua maior assimilação pelo organismo. Altas concentrações de sais de cromo são irritantes ao aparelho gastrointestinal, à pele, olhos, mucosas e pulmões do homem.

- **Manganês - Mn**

O comportamento químico do manganês é similar ao ferro e muitas vezes está associado a ele na sua ocorrência na natureza. As formas de manganês no solo são classificadas como solúveis em água, trocável, adsorvido e quelado, ou complexado; argilominerais secundários, óxidos de metais insolúveis. O teor total de manganês varia amplamente desde traços em solos podzólicos da Polônia até 10.000 ppm em solos alcalinos não lixiviados do Chat (CETESB, 1997). A disponibilidade de manganês é afetada pelo pH do solo, diminuindo com a calagem. A elevação de uma unidade de pH causa uma diminuição de 100 vezes na concentração de Mn^{2+} da solução (Malavolta, 1994).

O manganês não é uniformemente distribuído no perfil do solo, altas concentrações de Mn são freqüentemente relatadas em solos sobre rochas máficas, solos ricos em ferro e/ou matéria orgânica e em solos de regiões áridas e semi-áridas. Apesar do manganês acumular-se em vários horizontes, particularmente naqueles enriquecidos com óxidos ou hidróxidos de ferro, geralmente este elemento acumula-se nos horizontes superficiais como resultado da fixação pela matéria orgânica (CETESB, 1997).

Oxi-hidróxidos de ferro e manganês têm alta capacidade de adsorver metais pesados, principalmente sob com valores de pH altos. A liberação do ferro e do manganês ocorre principalmente sob condições anaeróbias na zona de contato sedimento-água, porém pode ocorrer limitadamente sobre condições aeróbias, por agentes orgânicos complexantes e pelas atividades metabólicas dos organismos, principalmente bactérias (Förstner & Wittmann, 1983).

- **Níquel - Ni**

A concentração de níquel na crosta terrestre é de 0,018%, o que o torna o 25º elemento em abundância, sendo duas vezes mais abundante que o cobre (CETESB, 1997). Provêm de sulfetos minerais como a pentlandita, misturada com a calcopirita e a pirrotita, e de minerais silicatados como a garnierita. O níquel é utilizado na fabricação de aço inox juntamente com o cromo e o ferro, como também em outras ligas resistentes á corrosão. Nas baterias usa-se o níquel junto com o cádmio e como cobertura protetora para outros metais na indústria de galvanoplastia.

O teor de níquel em solos depende da rocha de origem. Estima-se que o teor mundial seja de 20 a 40 ppm para solos normais, mais variações consideráveis podem ocorrer devido a fontes antropogênicas, incluindo fundição de minérios, disposição de efluentes, rochas fosfatadas usadas

como fertilizantes, etc. As emissões globais de níquel antropogênico estão principalmente relacionadas com a produção primária de metais não ferrosos como cobre, chumbo, zinco e níquel, além da produção secundária de metais, produção de ferro-aço, aplicação industrial, combustão do carvão, óleo, gasolina, madeira, incineração do lixo e a produção de fertilizantes com fósforo.

O níquel no solo é praticamente imóvel por estar associado à matéria orgânica, formando quelatos com as substâncias húmicas. Porém, segundo Kabata-Pendias & Pendias (1984), o níquel é relativamente estável em soluções aquosas e é capaz de migrar a uma longa distância. Entretanto, a matéria orgânica tem forte habilidade para adsorvê-lo. Estes são os mecanismos responsáveis pela atenuação no transporte deste elemento para as águas subterrâneas.

De todos os compostos de níquel, o mais tóxico é o níquel carbonílico, criado pela sua reação com o monóxido de carbono. O níquel é um potente carcinogênico no trato respiratório (pulmonar, nasal e laringe). Seu efeito adverso mais freqüente no homem é a dermatite.

• Zinco - Zn

A média de concentração de zinco na superfície dos solos do mundo varia de 17 - 125 ppm e ocorre principalmente como sulfeto de Zn (ZnS), mas também é conhecido que este íon substitui o Mg^{2+} em silicatos (Kabata-Pendias & Pendias, 1984). Seu maior uso é na galvanização de ferro e produtos de aço, seguido das ligas a base de zinco, utilizadas na indústria automobilística, na fabricação de chapas, placas de revestimento e peças. Mais da metade do óxido de zinco produzido é empregado como catalizador na vulcanização da borracha e em tintas (pigmentos brancos), papéis de fotocópia e produtos agrícolas.

O zinco possui mobilidade e disponibilidade maiores em solos minerais ácidos. É um micronutriente, que associado ao ferro e manganês, parece estar mais disponível para as plantas. Por outro lado, a mobilidade e a solubilidade têm correlação negativa com a saturação de cálcio e compostos de fósforo, presentes no solo (CETESB, 1997). Zinco no solo pode ser encontrado em várias formas: solúvel em água, iônico, ou complexado em ligantes orgânicos, trocável, extraível, ocluído em óxidos hidratados do solo, precipitado e como constituinte dos argilominerais.

Emissões antropogênicas de zinco, são provenientes das indústrias de galvanoplastia, de produção de ligas metálicas e indústrias de agrotóxicos, cola, borracha, tintas e vidro. Das emissões antropogênicas de zinco a nível mundial, a combustão de madeira contribui com uma

parcela expressiva (23,9%) em relação ao total, mostrando ser uma fonte importante deste metal, juntamente com a incineração de lixo (11,8%) e a produção de ferro e aço (11,1%) (Albert, 1988)

O zinco é essencial para o homem e é constituinte de várias enzimas, por outro lado, distúrbios gastrointestinais podem ocorrer se altas concentrações de sais solúveis de zinco forem ingeridas (Gesamp⁵ *apud* Ribeiro, 1979).

3.3- CIANETAÇÃO

A lixiviação do ouro através de soluções de cianeto é um método cada vez mais usado nos garimpos equatorianos para o tratamento do material proveniente do beneficiamento gravimétrico. O cianeto livre é fortemente tóxico, motivo pelo qual em altas concentrações, ainda que ele apresente vida curta, podem causar a morte da vida aquática (Wotruba *et al.*, 1998; SES, 1999).

Os complexos de metal-cianeto são muito menos tóxicos que o cianeto livre. Evitam que este complexo se desintegre, possibilitando sua permanência durante longos períodos de tempo nos depósitos de rejeitos ou que sejam transportados nos rios muito mais longe da fonte (SES, 1999).

Os compostos mais comuns de cianeto são: tiocianetos (SCN^-), cianetos (2NaCNO), cianetos alcalinos (NaCN , KCN), cianetos metálicos simples (CuCN , AgCN , ZnCN), ácido cianídrico (HCN) e cloreto de cianogênio (ClCN). O grau de dissociação dos diferentes complexos metalocianetos em equilíbrio, fato que não ocorre por muito tempo, aumenta com a diminuição da concentração de CN^- e do pH.

No Equador, existem numerosas instalações de beneficiamento através de cianetação, ativas desde muito tempo na área de Portovelo-Zaruma. Na área de Ponce Enríquez há várias instalações em Bella Rica, ao longo do Rio Siete, e no sitio San Gerardo perto do Rio Chico. O consumo aproximado de NaCN é de 3 a 4 Kg por tonelada de material tratado (SES, 1999). Na área de Nambija o processo de cianetação é pouco empregado para a extração do ouro, devido aos altos custos de operação, e não foi tratado neste trabalho.

⁵ GESAMP. 1974. Review of harmful substances. Supplement to the report of sixth session. S. 10, (GESAMP VI/10/SUPP. 1).

4- METODOLOGIA

4.1- METODOLOGIA DE CAMPO

A amostragem dos sedimentos de fundo, solos e rejeitos de amalgamação foi realizada no período do 01 a 20 do mês de fevereiro de 1999, no final da estação seca.

A coleta das amostras para análise de mercúrio e outros metais pesados foi realizada seguindo as normas e princípios estabelecidos por Silva (1993). Foram coletadas amostras de sedimento, solo e rejeitos de extração, em estações de amostragem estabelecidas a uma distância de ± 500 metros, nos riachos Nambija e Cambana, em efluentes de processamento e ao longo do rio Nambija, até abaixo, 17 quilômetros na sua desembocadura do no rio Zamora, formando parte do sistema fluvial amazônico.

Para a obtenção de valores de referência foram coletadas amostras em locais definidos como “não poluídos” (sem influência antropogênica), na nascente do rio Nambija e à jusante dos riachos de Fierro, del Oro, de Cumay e Namacuntza, afluentes do rio Nambija.

As amostras de sedimento de fundo foram coletadas com amostradores manuais de plástico, próximo às margens. As amostras de solo foram coletadas em pontos próximos dos pontos de amostragem de sedimentos, nos primeiros 30 cm a partir da superfície. As amostras de rejeito foram coletadas na área de garimpo onde localizam-se os moinhos. Durante a amostragem, efetuaram-se medidas de pH e de condutividade nas águas, utilizando-se eletrodos específicos portáteis.

Foram coletadas 82 amostras, sendo 40 de sedimento de fundo, 32 de solo e 10 de rejeitos de amalgamação. Em cada ponto de amostragem foi coletada uma quantidade de amostra de aproximadamente 1,0 kg, embaladas em sacos plásticos, vedadas, marcadas, conservadas a baixa temperatura (4° C), feita uma preparação prévia foram transportadas até Belém - UFPA. Aí foram submetidas a congelamento até a efetivação do tratamento e análises previstas no laboratório.

As amostras de sedimento foram identificadas pela letras Sd (Sedimento), as de solo pela letra S (Solo) e as de rejeito pela letra R (Rejeito), seguindo-se a numeração de 3601 a 3682. A descrição dos pontos de amostragem e a relação geral das amostras coletadas é apresentada no Anexo A. A localização de cada estação de amostragem é indicada na Figura 4.1.

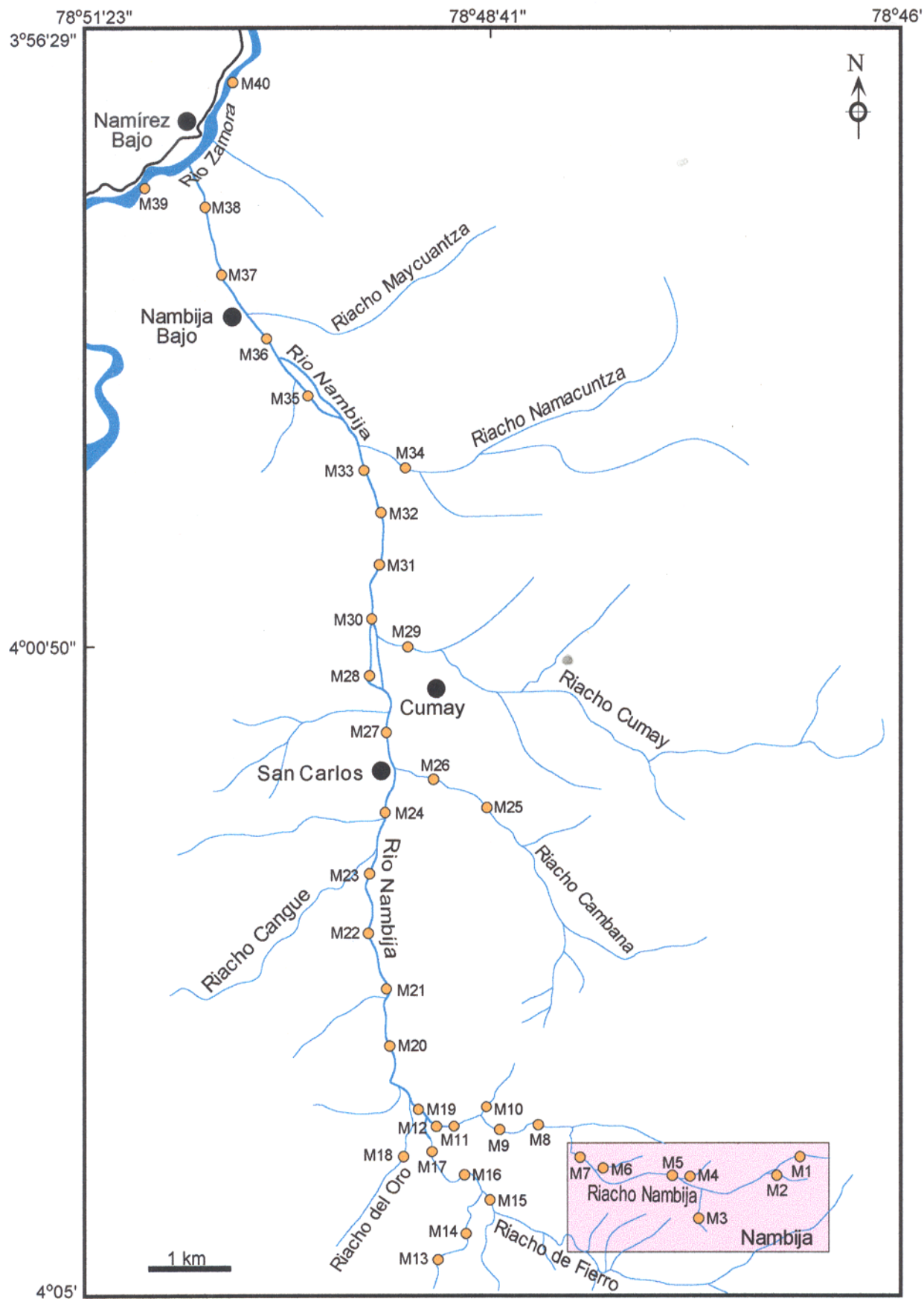


Figura 4.1 - Mapa de localização dos pontos de amostragem.

4.2- MÉTODOS ANALÍTICOS

4.2.1- Preparação das Amostras

As amostras coletadas foram secas à sombra a temperatura ambiente (15° C), protegidas de contaminação externa do meio, desagregadas manualmente, peneiradas a uma fração granulométrica menor do que 0.062 mm (< 250 mesh), homogeneizadas e quarteadas até uma porção aproximadamente de 200 g

4.2.2- Determinação de Mercúrio Total em Amostras de Sedimento e Solo

As análises de mercúrio total foram realizadas no Laboratório de Ecologia Humana e Meio Ambiente - COHEMA do Instituto Evandro Chagas, segundo método preconizado por Akagi *et al.* (1995); Akagi *et al.* (1996). O equipamento utilizado foi o MERCURY ANALYZER - HG (3500), constituído por sistema de geração de vapor a frio e espectrômetro de absorção atômica.

O procedimento analítico para dosagem de mercúrio total é mostrado na Figura 4.2 e o princípio de funcionamento do MERCURY ANALYZER é mostrado na Figura 4.3.

- a) Pesar entre 100 a 200 mg de amostra em frascos volumétricos de 50 ml ou maiores;
- b) Submeter a digestão ácida: HNO_3 + HClO_4 (1:1), 2 mL; H_2SO_4 , 5 mL e H_2O deionizada, 1 mL;
- c) Levar à placa aquecedora à temperatura de 230° a 250° C por 20 minutos (sem vedar os frascos);
- d) Deixar esfriar a temperatura ambiente e aferir ao volume de 50 mL com água deionizada e homogeneizar;
- e) Introduzir uma alíquota da solução amostra no MERCURY ANALYZER, para leitura de mercúrio total;
- f) Para cada série de 10 amostras preparar um branco, fazer a digestão ácida, e submeter aos mesmos tratamentos das amostras;
- g) O resíduo final, após determinação de mercúrio total, é neutralizado com uma solução de hidróxido de sódio 1N e desprezado.

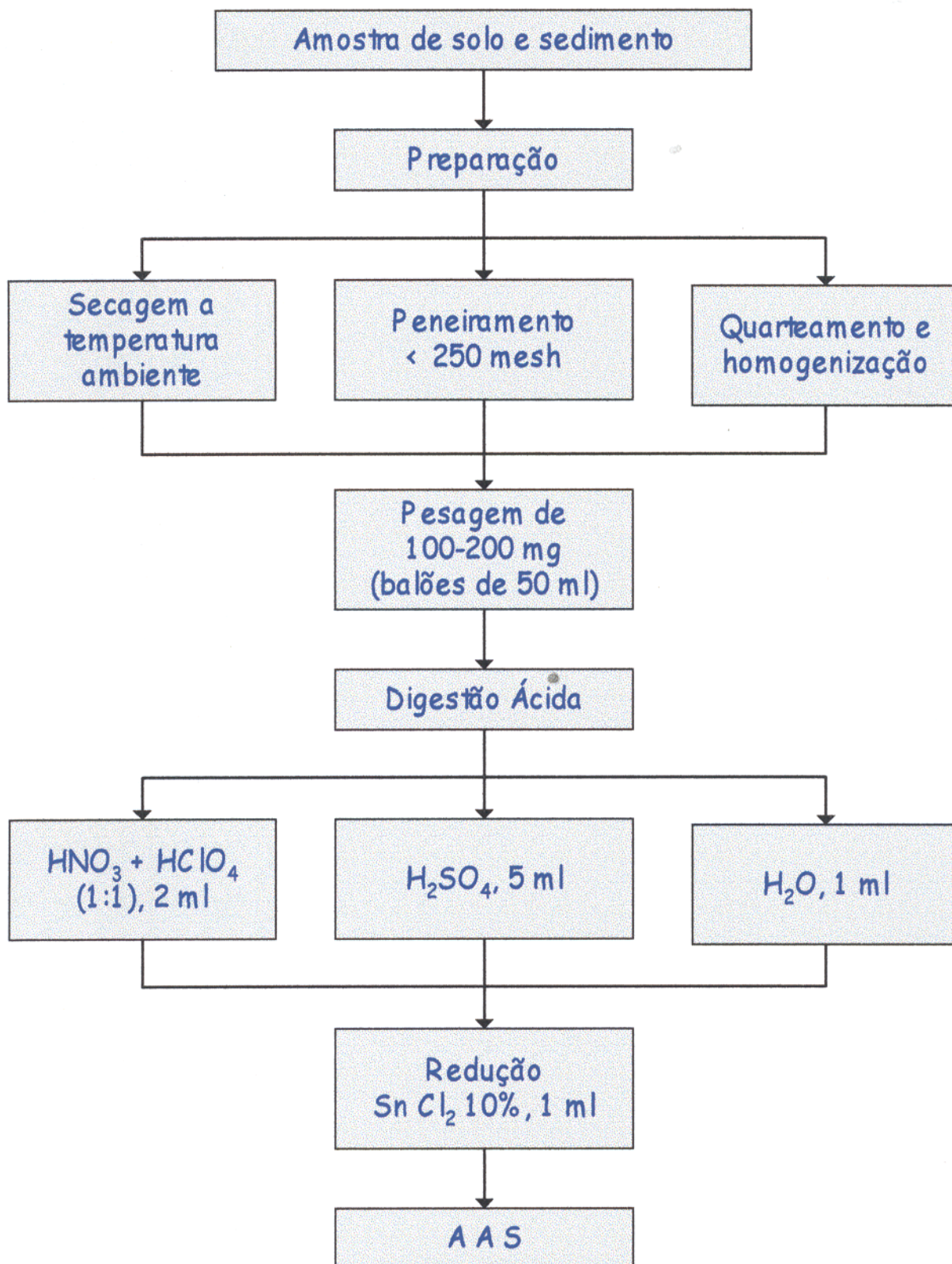


Figura 4.2 - Procedimento Analítico para Dosagem de Mercúrio Total (Akagi *et al.*, 1995)

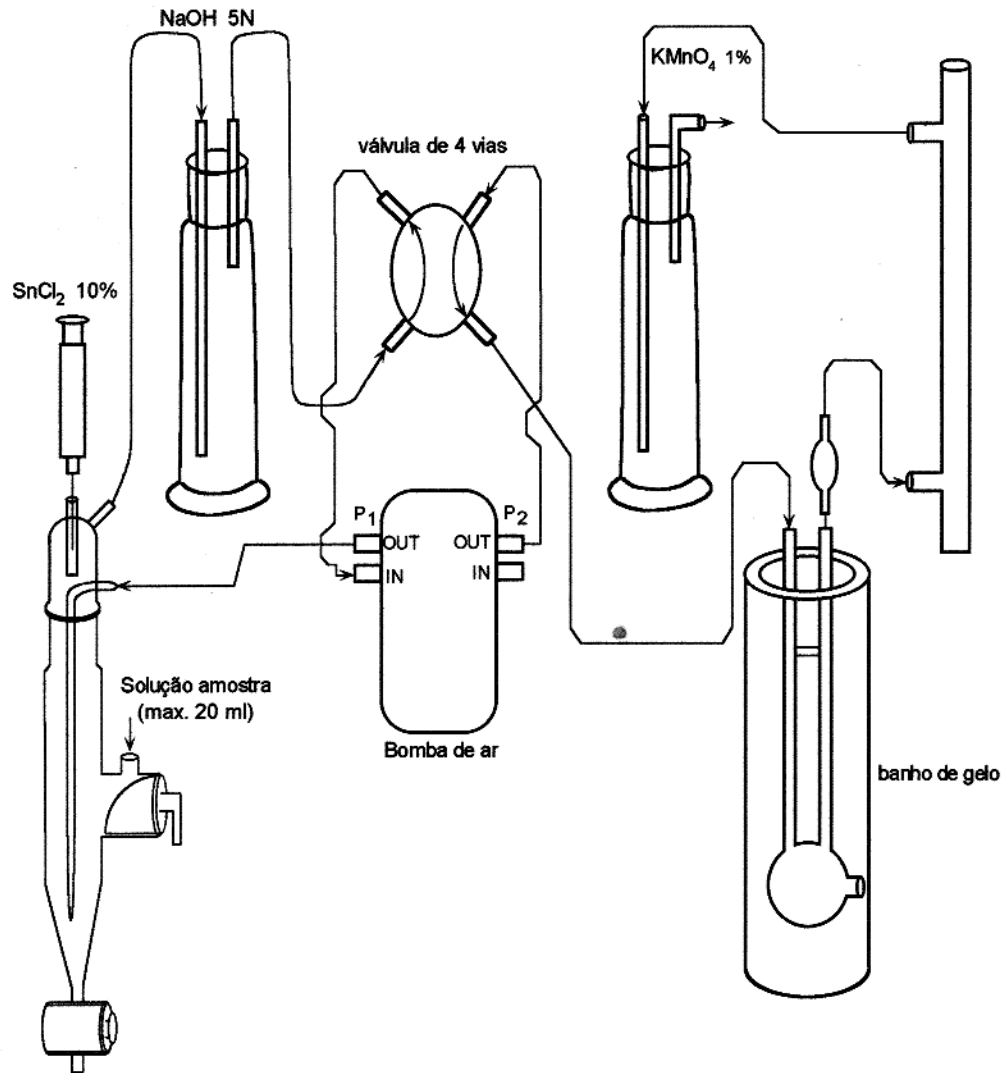


Figura 4.3 - Diagrama Esquemático do Princípio de Funcionamento do MERCURY ANALIZER - HG 3500

4.2.3- Determinação de Metais Pesados em Amostras de Sedimento e Solo

A determinação dos metais pesados Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd e Mn foi realizada no Laboratório de Análises Químicas do Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará - UFPA. O equipamento utilizado foi um espectrômetro de absorção atômica PERKIN ELMER, modelo 3300. Procedimentos detalhados para a determinação de elementos pesados em sedimentos e solos são descritos por Reeves & Brooks (1978), Van Loon (1985).

A abertura das amostras para análise de metais foi feita por digestão ácida com, HCl concentrado, HF + HClO₄ (10:1), HCl (1:1) e dissolução com HCl (5:1). O procedimento analítico para determinação de metais pesados é mostrado na Figura 4.4

4.2.4- Determinação de Carbono Orgânico

O princípio do método baseia-se na oxidação do carbono orgânico com dicromato de potássio em meio ácido (H₂SO₄ concentrado + K₂CrO₇: 800 mL, 10 g). O excesso de dicromato (mistura oxidante) após oxidação é titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal. A quantidade de carbono orgânico nos sedimentos e solos foi determinada seguindo o método proposto por Le Corre (1983).

- a) Pesaram-se 50 mg de amostra que é transferida para um erlenmeyer de 125 mL;
- b) Adicionou-se 1 mL de H₃PO₄ concentrado e aqueceu-se a 100° C por 30 minutos;
- c) Após resfriamento, adicionam-se 10 mL da mistura oxidante e aqueceu-se a 100° C por 40 minutos;
- d) Deixar esfriar e adicionou-se 50 mL de água deionizada e duas gotas de ferroina (indicador);
- e) A titulação foi feita com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1 N até que a cor azul desaparecesse, cedendo lugar ao vermelho tijolo; e
- f) Fazer o cálculo dos resultados foram feitos através da equação:

$$C.O. = 300 (V_0 - V_1) / w$$

onde:

C.O. - carbono orgânico em percentagem

300 - fator de calibração

V₀ - volume (mL) da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na sua padronização contra 10 mL da mistura oxidante

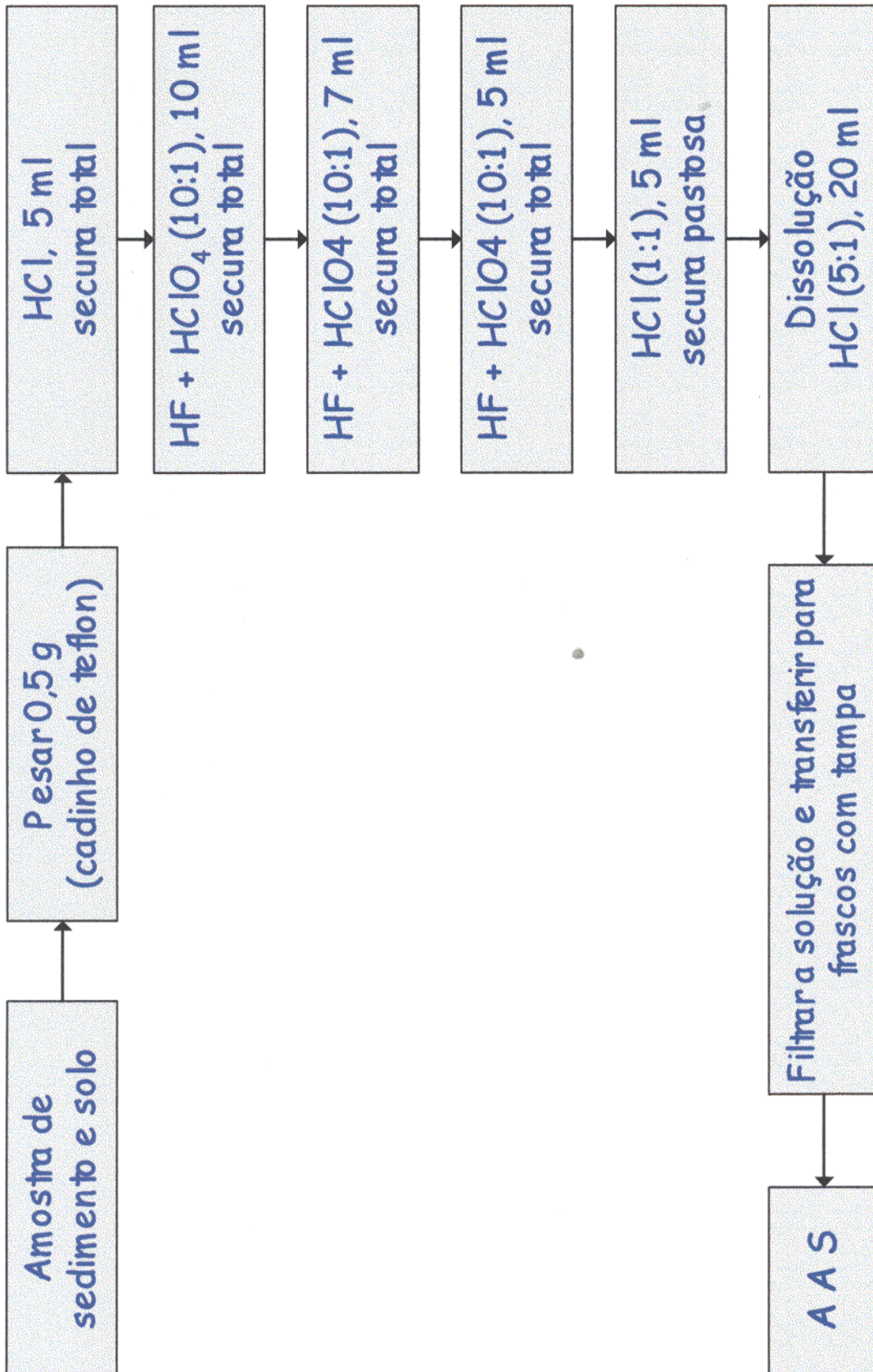


Figura 4.4 - Determinação de Metais Pesados: Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd e Mn.

V_1 - volume (mL) da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra

w - peso da amostra em gramas

4.2.5- Análise Mineralógica

A análise mineralógica foi realizada no Laboratório de Difração de Raios-X do Centro de Geociências da UFPA. O método utilizado é de pó que consiste em prensar em uma lâmina específica cerca de 0,5g de amostra seca a 50° C, homogeneizada e triturada.

Para a determinação da composição mineralógica, o equipamento utilizado foi um difratômetro Philips, modelo PW - 3710, com controle de canal PW - 1394, registrador PM - 8203 e tubo de cobre PW - 2233. Para a determinação semiquantitativa das fases minerais identificadas, utilizou-se o programa Philips APD (versão 33.5B) e Minerva.

4.2.6- Precisão

O controle da precisão das análises de mercúrio total, foi feita através de duplicatas do total de amostras analisadas de sedimento e solo (100%). Também foram analisadas quatro amostras (sedimento e solo) no laboratório de Mercúrio da Direção Nacional de Produção Mineral - DNPM, para controle da qualidade analítica. O controle da precisão das análises de metais pesados (Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd e Mn) foi feito através da abertura e análise em duplicata de 20% das amostras. Um exemplo do anterior é apresentado na Tabela 4.1, onde é mostrada a variação dos resultados obtidos para duas alíquotas das amostras 3624-Sd e 3625-S na estação de amostragem M9.

4.2.7- Exatidão

Para controle da exatidão das análises de mercúrio total, para cada série de 10 amostras foi analisada uma amostra do padrão (APSD - 4288 para análise de sedimentos e APSL - 4290 para análise de solo) do Instituto de Geofísica Carlos Chagas Filho, UFRJ, e aplicado ao método de adição do padrão interno.

Tabela 4.1 - Resultados obtidos nas análises químicas para duas aliquotas das amostras 3624-Sd e 3625-S, no Distrito Mineral de Namibia

Elemento	3624-Sd			3625-S		
	Aliq. 1	Aliq. 2	Variação (%)	Aliq. 1	Aliq. 2	Variação (%)
Hg (µg/g)	4,641	4,413	- 4,91	2,729	2,889	+ 5,86
Cu (µg/g)	290	288	- 0,69	146	152	+ 4,11
Zn (µg/g)	182	184	+ 1,10	54	56	+ 3,70
Pb (µg/g)	38	29	- 23,68	16	30	+ 87,5
Ni (µg/g)	30	36	+ 20	20	21	+ 5
Cr (µg/g)	50	52	+ 4	6	5	- 16,66
Cd (µg/g)	3	4	+ 33,33	3	2	- 33,33
Mn (µg/g)	4498	4560	+ 1,38	1278	1238	- 3,13

4.3- TRATAMENTO DE DADOS

Os dados obtidos na análise de sedimentos pesados, solos e rejeitos, foram submetidos a tratamento estatístico, operado em microcomputador. Com o fim de se obter distribuições semelhantes à normal, em alguns casos foi necessário transformar logaritmicamente os dados e eliminar os valores *outliers*. Após estabelecidos os tipos de distribuições, foram calculados os valores médios e desvio padrão para todos os metais analisados.

Para cada um dos histogramas foi elaborada uma curva de frequência acumulada, que permite visualizar melhor a distribuição. Distribuições normais ou log-normais, quando plotadas em papel de probabilidade, delineiam uma linha reta. Os valores limiares, foram calculados matematicamente através da fórmula de Hawkes & Weeb (1962), Lepeltier (1969) e Sinclair (1974):

$$t = x \pm 2s$$

onde:

t - *threshold* (valor limiar)

x - média

s - desvio padrão

Outro parâmetro estatístico a ser considerado na interpretação de dados geoquímicos é o coeficiente de correlação de Pearson, que permite avaliar o grau de dependência entre os elementos químicos através de uma matriz de correlação.

Do tratamento estatístico, obtiveram-se valores anômalos locais associados às descargas mineiras e a erosão de resíduos e estéreis. Os valores mínimos, máximos e médios identificados no tratamento estatístico, foram utilizados como parâmetros para a avaliação do nível de contaminação, através da comparação com valores propostos por outros autores para solo e sedimento em áreas contaminadas e não contaminadas.

Os valores médios foram comparados com os limites máximos estabelecidos para sedimento e solo, nas regulamentações internacionais de diferentes países. Foram utilizadas as normas estabelecidas pela Environmental Protection Agency (EPA - USA) e pelo Sistema A, B, C da Holanda. Neste último, A é o limite abaixo do qual o solo pode ser considerado não poluído, B é o limite acima do qual investigações detalhadas são requeridas e C é o limite acima do qual é requerida alguma intervenção (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da concentração de metais pesados e carbono orgânico em amostras de solo e sedimento nos diferentes pontos de amostragem, são apresentados nas Tabelas 5.1 e 5.2, respectivamente.

Tabela 5.1 - Cocentração Média de Metais Pesados em Amostras de Solo
(Hg, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Mn em µg/g e C. O. em %)

PONTO DE AMOSTRAGEM	AMOSTRA	Hg	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	Mn	C. O.
M1	3612 - S	1,104	369	88,5	28	12	9	2	655,5	2,6
M3	3615 - S	4,795	502	100,5	193,5	18	19	4,5	1395	2,2
M6	3619 - S	0,664	160	141	19	11	5	3	556	1,1
M7	3621 - S	5,531	264	85	22	20	22	3	1958	1,8
M8	3623 - S	2,439	206	67	24	18	21	2	1658	0,8
M9	3625 - S	2,809	149	55	18	20,5	5,5	2,5	1258	1,1
M10	3627 - S	1,475	82	115	28	14	8	2	914	1,7
M12	3630 - S	1,638	568	128	35	23	19	3	2440	1,3
M13	3632 - S	0,201	130	129	23	12	11	2	674	1,4
M14	3634 - S	0,603	138	135	24	14	6	1	682	1,6
M15	3636 - S	0,843	52	84	21	15	1	2	1232	1,2
M16	3638 - S	1,918	53	76,5	23	13	ND	2,5	1225	1,1
M17	3640 - S	1,178	105	111,5	23,5	18	13,5	3	1092,5	2,3
M18	3642 - S	0,567	116	69	18	17	3	2	596	1,3
M19	3644 - S	0,263	58	41	16	12	4	2	634	1,6
M20	3646 - S	0,535	26	44	14	12	0	2	903	1,1
M21	3648 - S	4,271	124	96,5	32,5	18	18,5	4	2369,5	1,5
M24	3652 - S	0,733	68	46	23	15	1	2	427	1,3
M25	3654 - S	0,768	120	139	36	17	10	1	950	1,5
M26	3656 - S	2,247	55	36	31,5	11	3,5	3	448	1,3
M27	3658 - S	0,910	122	94	26	15	15	1	1124	1,5
M28	3660 - S	0,734	110	89	27	15	14	3	1163	1,5
M29	3662 - S	0,852	136	98	24	23	49	2	1089	1,5
M30	3664 - S	1,787	134	99	30	18	33	2	1668	0,3
M31	3666 - S	0,825	92	87	30	18	27	2	1615	0,5
M32	3668 - S	0,680	136	113	34	16	20	3	2037	1,3
M33	3670 - S	2,247	120	100	34	19	14	3	2296	1,4
M34	3672 - S	0,736	46	87	25	17	10	3	1282	1,6
M35	3674 - S	1,854	150	107	41	20	24	3	2830	1,4
M36	3676 - S	0,537	88	70	24	15	14	2	1351	1,4
M37	3678 - S	0,419	36	65	23	20	41	2	889	0,2
M38	3680 - S	1,077	172	155,5	67	25	27,5	3,5	2707	1,4

ND: NÃO DETECTADO

Tabela 5.2 - Concentração de Metais Pesados e Carbono Orgânico em Amostras de Sedimento.
(Hg, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Mn em µg/g e C. O. em %)

PONTO DE AMOSTRAGEM	AMOSTRA	Hg	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	Mn	C. O.
M1	3611 - Sd	2,400	735	143	28	23	11	3	2001	0,2
M2	3613 - Sd	1,648	202	91	24	19	10,5	3	369	0,8
M3	3614 - Sd	8,429	433	154	38,5	23,5	23,5	3,5	1776,5	0,4
M4	3616 - Sd	2,463	777	188	40,5	19	13,5	4	3328	0,4
M5	3617 - Sd	21,276	454	149	40	18	29	2	3967	0,3
M6	3618 - Sd	1,513	166	107	30	11	11	2	792	0,8
M7	3620 - Sd	4,789	304	167	36	24	40	2	4252	0,2
M8	3622 - Sd	7,232	356	204	53	30	52	3	106	1,0
M9	3624 - Sd	4,527	289	183	33,5	33	51	3,5	4529	0,2
M10	3626 - Sd	9,285	92	120	39	15	7	3	2340	0,7
M11	3628 - Sd	5,942	248	165	31	28	53	2,5	5200	0,2
M12	3629 - Sd	3,605	251	185	33,5	27	50	3,5	5373	0,2
M13	3631 - Sd	0,156	120	88	29	12	7	2	1177	0,1
M14	3633 - Sd	0,190	146	105	27	17	11	3	1372	0,2
M15	3635 - Sd	0,658	54	61	21	15	0	2	1283	0,2
M16	3637 - Sd	0,731	60	69	25	20	0	2	1377	0,2
M17	3639 - Sd	1,126	108	93	24	12	7	1	1410	0,4
M18	3641 - Sd	0,924	152	137	43	27	18	1	2198	0,2
M19	3643 - Sd	0,752	70	43	20	15	2	2	580	0,2
M20	3645 - Sd	0,821	138	124	34	28	17	2	2310	0,4
M21	3647 - Sd	1,291	136	110	35	20	7	2	2350	0,4
M22	3649 - Sd	1,791	166	141	36	19	29	1	3290	0,2
M23	3650 - Sd	2,775	158	127	33	21	36	3	3620	0,1
M24	3651 - Sd	2,239	198	152	43,5	26	27,5	3,5	2291	0,4
M25	3653 - Sd	0,839	102	95	39	10	24	2	5567	0,2
M26	3655 - Sd	1,016	166	167	57	22	21	3	3161	0,1
M27	3657 - Sd	2,231	150	129	28	15	35	2	3895	0,2
M28	3659 - Sd	1,763	176	151	50	20	29	3	3943	0,2
M29	3661 - Sd	0,754	138	91	37	13	43	1	842	0,1
M30	3663 - Sd	1,672	122	85	31	16	37	2	1094	0,1
M31	3665 - Sd	1,364	132	104	36	24	44	3	1565	0,2
M32	3667 - Sd	1,689	156	131	39	25	32	2	3775	0,4
M33	3669 - Sd	1,083	125	117,5	38,5	19,5	24	4,5	2295	0,3
M34	3671 - Sd	0,235	40	101	21	16	30	2	969	0,2
M35	3673 - Sd	1,097	126	108	38	16	21	3	2953	0,1
M36	3675 - Sd	0,862	144	129	39	25	29	3	3178	0,2
M37	3677 - Sd	1,224	136	131	37	22	0	3	4354	0,2
M38	3679 - Sd	1,331	136	133	38	14	36	3	4231	0,2
M39	3681 - Sd	0,542	24	54	18	18	35	1	491	0,3
M40	3682 - Sd	0,960	82	124	29	17	30	2	4954	0,2

A Tabela 5.3 contém o sumário dos principais parâmetros estatísticos para os metais estudados, determinados a partir dos resultados das análises químicas dos solos, sedimentos de fundo e rejeitos de garimpagem, coletados no Distrito mineral de Nambija. Os cálculos foram feitos após eliminação dos valores *outliers*.

Tabela 5.3 - Sumário Estatístico. População Global, para os Metais Analisados.

elemento	material	n	média	desvio padrão	valor mínimo	valor máximo	outlier	Threshold
Hg (µg/g)	solo	24	1,68	1,41	0,26	5,53	-	4,5
	sedimento	29	2,70	2,30	0,70	9,30	21	7,3
	rejeito	5	439	626	89	1555	-	-
Cu (µg/g)	solo	24	162	137	26	568	-	436
	sedimento	28	187	100	60	454	735; 777	387
	rejeito	10	236	365	18	1183	-	-
Zn (µg/g)	solo	24	91	29	41	155	-	149
	sedimento	30	131	36	43	204	-	203
	rejeito	10	136	39	85	196	-	-
Pb (µg/g)	solo	23	28	11	14	67	194	50
	sedimento	30	35	7	20	53	-	49
	rejeito	10	53	22	21	88	-	-
Ni (µg/g)	solo	24	17	4	11	25	-	25
	sedimento	30	21	5	11	33	-	31
	rejeito	10	50	22	16	78	-	-
Cr (µg/g)	solo	24	16	11	ND	41	-	38
	sedimento	30	25	16	0	53	-	57
	rejeito	10	75	42	7	130	-	-
Cd (µg/g)	solo	24	2,60	0,78	1	4,50	-	4,1
	sedimento	30	2,70	0,80	1	4,50	-	4,3
	rejeito	10	2,10	0,78	1	3	-	-
Mn (µg/g)	solo	24	1465	698	427	2830	-	2861
	sedimento	30	2751	1455	106	5373	-	5661
	rejeito	10	5515	479	4607	6271	-	-

n - número de amostras

ND - NÃO DETECTADO

5.1- RESULTADOS ANALÍTICOS DE MERCÚRIO

Dentro dos estudos ambientais, os materiais sólidos (solos e sedimentos) não são estudados de forma intensa como as águas, não obstante, espécies químicas presentes em sólidos podem ser incorporadas por plantas ou podem dissolver-se nas águas naturais e logo ser incorporadas pelos organismos existentes nos cursos de água.

O estabelecimento dos níveis de mercúrio total em solos e sedimentos é um procedimento comum no estabelecimento de fontes de contaminação. Apesar destes teores não representarem a extensão da contaminação, eles podem ser utilizados como um dado importante em estudos comparativos. Em áreas mineiras onde os estéreis de extração e rejeitos do processo de beneficiamento são depositados diretamente no ambiente (solo e/ou nos cursos de água), a determinação da composição dos sedimentos de fundo representa uma valiosa ferramenta para identificar essas descargas e suas características químicas.

Nas rochas o mercúrio se encontra mais ou menos homogeneamente distribuído de acordo com a profundidade. No solo este metal atinge suas mais altas concentrações no horizonte superior compreendido entre 5 e 20 cm (Kaiser & Tolg, 1980). Solos podem ser poluídos com elevadas concentrações de mercúrio naturalmente relacionados com a proximidade de depósitos de minérios ou por via antropogênica, como resultado de atividades industriais.

Conforme observações realizadas por Farid (1992) e Lacerda *et al.* (1996) o mercúrio apresenta-se distribuído zonadamente a partir dos pontos de emissão os quais são representados pelos locais de fixação dos equipamentos de concentração do minério e de realização de amalgamação. Diversos estudos, somente tem constatado uma contaminação local pela emissão de mercúrio decorrente de atividades garimpeira, de abrangência restrita até poucos quilômetros dos pontos de emissão (Jardim, 1988; Pfeiffer *et al.*, 1989; Silva *et al.*, 1993; Rodrigues *et al.*, 1994; Silva *et al.*, 1995).

A importância da análise do mercúrio em solos e sedimentos se deve a que este elemento sofre metilação, participando nos processos de bioacumulação nos organismos vivos e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar. Outro aspecto importante com relação ao estudo da composição dos sedimentos, é a possibilidade de se observar o desenvolvimento da intensidade da contaminação através do monitoramento periódico destes materiais.

Os valores de *background* local de mercúrio foram estabelecidos a partir de amostras coletadas em áreas sabidamente não contaminadas diretamente pela mineração, na nascente do

rio Nambija (M13 e M14) e à jusante dos riachos de Fierro (M15), del Oro (M18), de Cumay (M29) e Namacuntza (M34) (Figura 4.1). Como *background* local medido determinou-se 0,6 $\mu\text{g/g}$ para solos e 0,5 $\mu\text{g/g}$ para sedimentos. Estes valores, definem as condições que predominam dentro da área de estudo em ausência de atividades antropogênicas, é importante sua determinação como padrão de comparação na possível contaminação do solos e sedimentos de drenagens com mercúrio.

Na Tabela 5.4 são apresentadas as concentrações naturais de mercúrio na superfície de solos de diversos países.

Tabela 5.4 - Concentração natural de mercúrio na superfície de solos em diversos países (Kabata-Pendias & Pendias, 1984)

Solo	País	Variação ($\mu\text{g/g}$)	Média ($\mu\text{g/g}$)
Podzólicos e arenosos	Holanda		0,04
	Estados Unidos	0,01 - 0,54	0,08
	Canadá	0,01 - 0,70	0,05
Areias de deserto	Estados Unidos	0,02 - 0,32	0,06
	Israel	0,008 - 0,03	0,02
Cambisolos, Luvisolos e outros solos francos	Holanda	0,45 - 1,1	
	Canadá	0,02 - 0,78	0,13
Gleysolos	Canadá	0,018 - 0,22	0,053
Histosolos e outros solos orgânicos	Canadá	0,05 - 1,11	0,41
	Estados Unidos	0,01 - 4,60	0,28
	Suíça	0,04 - 0,11	0,08
Solos de floresta	Noruega	0,02 - 0,55	0,19
	Estados Unidos	0,02 - 0,14	0,06
	Japão	0,02 - 0,20	0,07
	Vietnã	0,02 - 1	0,30
Vários solos	Canadá	0,005 - 0,1	0,06
	Estados Unidos	0,02 - 1,50	0,17
	Reino Unido	0,01 - 0,09	0,03
	Japão	0,08 - 0,49	0,28
	Noruega	0,02 - 0,35	0,19
	Polônia	0,02 - 0,16	0,06
	Suécia	0,004 - 0,99	0,06
	Alemanha	0,025 - 0,35	0,09
Rússia	0,04 - 5,98		

Os dados compilados por Kabata-Pendias & Pendias (1984) (Tabela 5.4), mostraram que o teor médio natural de mercúrio no solo não ultrapassa os 0,4 µg/g. Segundo Pfeiffer *et al.* (1993), o teor médio de mercúrio em solos não poluídos da Amazônia Brasileira é de 0,1 µg/g.

Quanto aos sedimentos de drenagens, SES (1999) cita como teor médio mundial 0,06 µg/g enquanto Förstner & Wittmann (1983) e Hacon *et al.* (1990) consideram normais valores abaixo de 0,2 µg/g para sedimentos de fundo não contaminados. Segundo Ramos (1992), diversos autores consideram como concentrações naturais de mercúrio total em sedimentos de drenagem concentrações de até 0,5 µg/g dependendo de aspectos geográficos e geológicos.

Vale ressaltar que os valores de *background* locais encontrados para solos e sedimentos de fundo na área de estudo são comparativamente mais elevados, bem acima do que os valores considerados normais para solos não contaminados, estabelecidos por Förstner & Wittmann (1983), Kabata-Pendias & Pendias (1984), SES (1999) e outros. Não se conhece se estes valores refletem realmente a composição natural do substrato rochoso. Esses valores, representariam um *background* regional anômalo, resultado de focos de contaminação atmosféricos.

No presente estudo, um total de 82 amostras foram analisadas entre solos, sedimentos de fundo e rejeitos de garimpagem. Os sedimentos coletados no leito dos riachos e rios são caracterizados por possuir textura arenosa, coloração entre marrom e amarelo-esbranquiçada e por conterem pouca matéria orgânica. As amostras de rejeitos apresentam granulometria fina, coloração cinza e elevado conteúdo de mercúrio.

O desvio padrão, valores mínimos, máximos e médios, identificados no tratamento estatístico, foram utilizados como parâmetros para avaliação do nível de contaminação, através da comparação com valores limites para sedimento e solo, estabelecidos por diferentes autores em áreas contaminadas e não contaminadas por mercúrio.

5.1.1- Distribuição da Concentração de Mercúrio Total em Solos

Foram analisadas 32 amostras de solo (S): 18 no rio Nambija, 8 no riacho Nambija, 2 no riacho Cambana, 2 na nascente do rio Nambija e uma nos riachos de Fierro, del Oro, Cumay e Namacuntza. O mercúrio nos solos, após transformação logaritmicamente de seus resultados, apresentou uma distribuição unimodal. A distribuição do mercúrio segundo um arranjo log-normal pode ser observado no Anexo E.

A concentração de mercúrio total nos solos varia de 0,26 $\mu\text{g/g}$ (amostra 3632-S) a 5,53 $\mu\text{g/g}$ (amostra 3621-S), com média de 1,68 $\mu\text{g/g}$ ($n = 24$) (Tabela 5.3). Observou-se que 83% das amostras de solo analisadas apresentaram concentrações acima do valor de *background* local para solo de 0,6 $\mu\text{g/g}$ (Anexo B).

O teor médio de mercúrio no riacho Nambija es de 2,56 $\mu\text{g/g}$, situa-se 5 vezes acima do valor de *background* local. No rio Nambija, a concentração média de mercúrio diminui em aproximadamente 50 e 20% em relação aos riachos Nambija e Cambana, respectivamente. No riacho Cambana, o mercúrio apresenta uma concentração média de 1,51 $\mu\text{g/g}$, com variação entre 0,77 e 2,25 $\mu\text{g/g}$, os teores de mercúrio decrescem si comparados com o riacho Nambija e são mais elevados que os teores encontrados no rio Nambija, até 4 vezes o valor de *background* local (Figura 5.1).

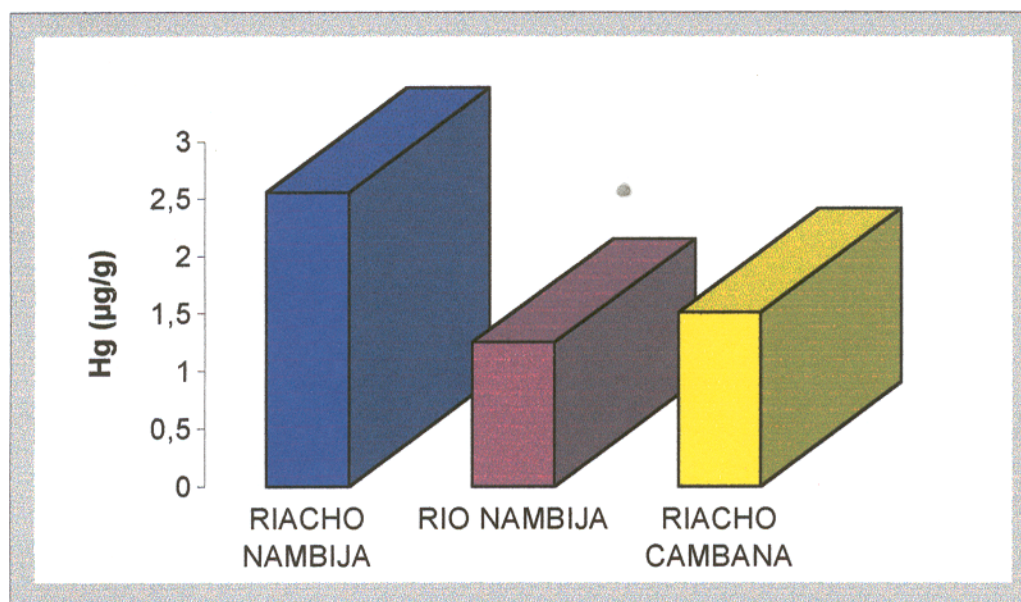


Figura 5.1 - concentração média de mercúrio em amostras de solo.

A Figura 5.2, apresenta a distribuição dos teores de mercúrio em amostras de solo, observa-se que os teores mais elevados de mercúrio localizam-se ao longo do riacho Nambija que drena o Distrito de Nambija nas proximidades de atividades garimpeiras. Isto decorre, possivelmente da baixa mobilidade do mercúrio metálico (Hg^0) emitido, contido nos rejeitos de amalgamação, e pelas características físico-químicas de ambientes aquáticos onde ocorrem estas emissões.

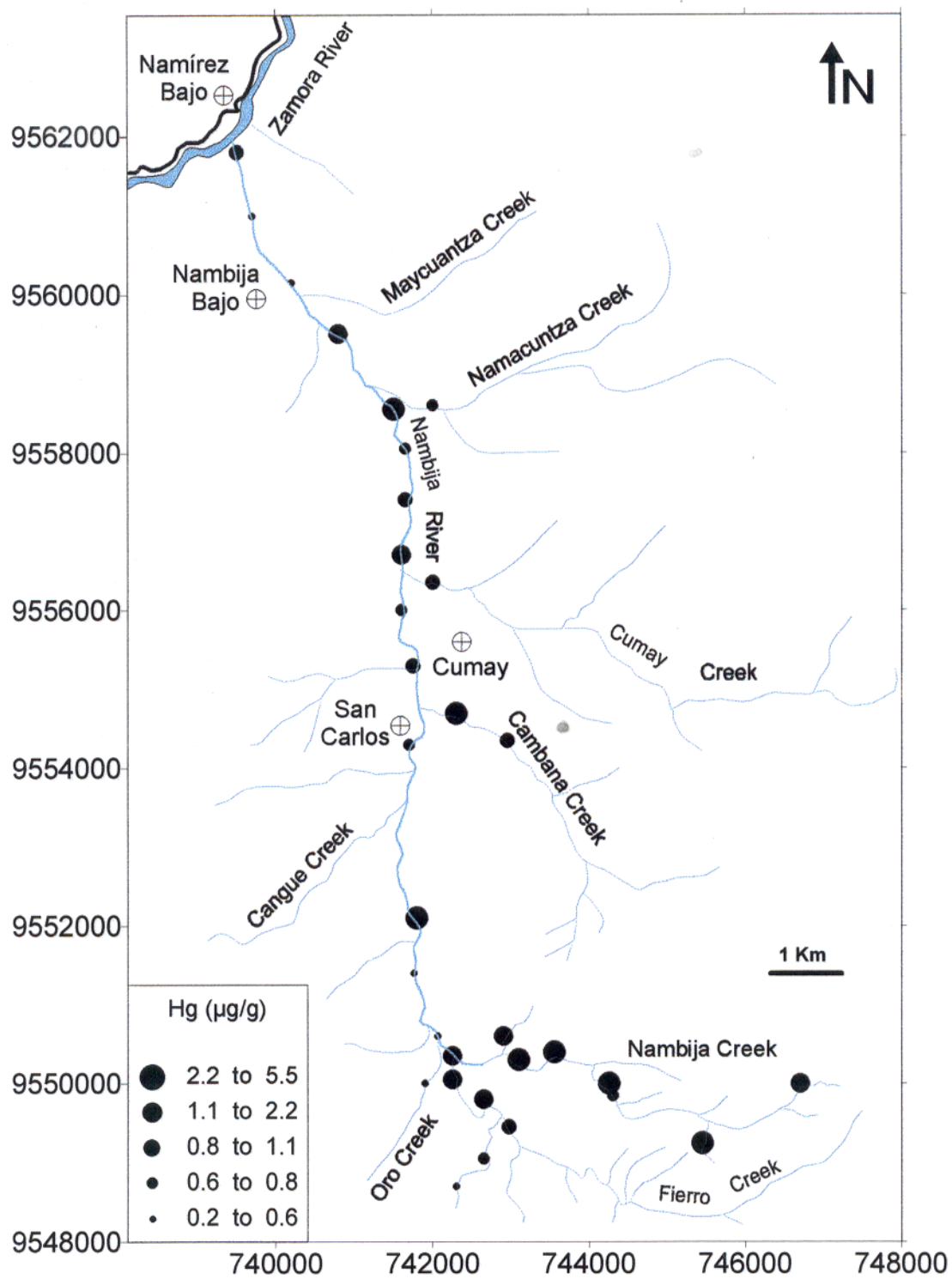


Figura 5.2 - Distribuição da concentração de mercúrio em amostras de solo

O valor limiar de 4,5 $\mu\text{g/g}$, calculado pela soma da média mais duas vezes o desvio padrão, permite separar duas amostras anômalas, 3615-S e 3621-S, localizadas nas estações de amostragem M3 e M7, respectivamente (Figura 5.6).

Neste estudo, o valor de *background* local em solos de 0,6 $\mu\text{g/g}$ é até 6 vezes mais elevado do que o teor médio de mercúrio em solos não poluídos da Amazônia Brasileira de 0,1 $\mu\text{g/g}$ (Pfeiffer *et al.*, 1993), como também é maior do que a concentração natural de mercúrio na superfície de solos em diversos países (Tabela 5.4). O resultado da concentração média de mercúrio nos solos é três vezes mais elevado do que o valor de *background* local, evidenciando a ocorrência de um ambiente poluído.

O mercúrio nos solos está sujeito a uma variedade de reações dependentes de fatores físicos, químicos e biológicos como: concentração de oxigênio, disponibilidade de matéria orgânica, pH, temperatura, umidade, localização dos efluentes poluidores, intervalo de descarga, movimento da água, propriedades químicas do mercúrio e transporte biológico, que determinam a concentração de suas várias espécies químicas. O pH é controlador de espécies e íons em solução em sistemas aquosos. As águas do Distrito Aurífero de Nambija são levemente ácidas a neutras, com pH entre 5,48 no riacho de Cumay e 7,12 no riacho Namacuntza, fato que permite a diminuição da mobilidade do mercúrio facilitando sua precipitação próximo da sua fonte.

Geralmente o mercúrio no solo é fortemente adsorvido pela matéria orgânica, óxidos de ferro e argilo-minerais (Mitra, 1986). Assim sendo, esses materiais são de grande importância no entendimento do comportamento do mercúrio em sistemas aquáticos, sedimentos e solos, como mostrado por Förstner & Wittmann (1983). Porém, neste trabalho, os valores de carbono orgânico encontrados em solos são relativamente baixos, com valor médio de 1,35% (Tabela 5.1). No cálculo do coeficiente de correlação entre mercúrio e carbono orgânico, constata-se que não existe uma boa correlação entre estas variáveis ($r = 0,23$).

5.1.2- Distribuição da Concentração de Mercúrio Total em Sedimentos

Foram analisadas 40 amostras de sedimento (Sd): 18 no rio Nambija, 12 no riacho Nambija, 2 no riacho Cambana, 2 no rio Zamora e 6 amostras que definem o valor de *Background* local nos sedimentos, coletadas na nascente do rio Nambija e a jusante dos riachos de Fierro, del Oro, de Cumay e Namacuntza. Os resultados obtidos para o mercúrio, foram tratados logaritmicamente, obtendo-se uma distribuição unimodal (Anexo G).

Os resultados da concentração de mercúrio total nos sedimentos de fundo variam de 0,7 $\mu\text{g/g}$ a 9,3 $\mu\text{g/g}$, com média de 2,7 $\mu\text{g/g}$ ($n = 30$), aproximadamente cinco vezes acima do valor de *background* local para sedimento de 0,5 $\mu\text{g/g}$. Observou-se, que todas as amostras analisadas apresentaram concentrações acima do valor de *background* local. (Anexo C).

A concentração máxima de mercúrio 21,33 $\mu\text{g/g}$ (42 vezes maior do que o valor de *background* local para sedimentos da área), ocorre na amostra 3617-Sd coletada no riacho Nambija na estação de amostragem M5. Esse valor reflete uma concentração anômala local, provocada pela descarga direta de rejeitos provenientes da atividade garimpeira no denominado sitio *el botadero* (Figura 5.3). Assim, as máximas concentrações de mercúrio estão em função da proximidade da fonte de emissão, neste caso, o distrito garimpeiro de Nambija. O menor valor encontrado foi de 0,16 $\mu\text{g/g}$ (amostra 3631-Sd), na nascente do rio Nambija (estação de amostragem M13), sendo considerado valor de referencia padrão (Anexo C, Figura 4.1).

A concentração de mercúrio no riacho Nambija situa-se entre 1,5 e 9,3 $\mu\text{g/g}$. No riacho Cambana, o teor de mercúrio varia de 0,84 a 1,02 $\mu\text{g/g}$ e no rio Zamora de 0,54 a 0,96 $\mu\text{g/g}$. Os resultados de mercúrio nos sedimentos mostraram uma variação em função do local de amostragem, os teores mais elevados foram determinadas ao longo do riacho Nambija, com valor médio de 4,7 $\mu\text{g/g}$ (3 - 18 vezes o valor de *background* local). No rio Nambija o valor médio de mercúrio é de 1,4 $\mu\text{g/g}$, o teor de mercúrio decresce em 70% em comparação ao riacho Nambija. A concentração média de mercúrio em amostras de sedimento de fundo no riacho Cambana é de 0,93 $\mu\text{g/g}$ e no rio Zamora, 0,75 $\mu\text{g/g}$, seis vezes menor do que o teor médio encontrado no riacho Nambija (Figura 5.4).

O valor médio de mercúrio encontrado nos sedimentos de fundo, está bem acima do teor médio mundial para sedimentos de 0,06 $\mu\text{g/g}$ definido por SES (1999) e é até 13 vezes mais elevado do que o valor de 0,2 $\mu\text{g/g}$ de mercúrio total considerado normal em sedimentos de fundo não contaminados determinados por Förstner & Wittmann (1983); Hacon *et al.* (1990).

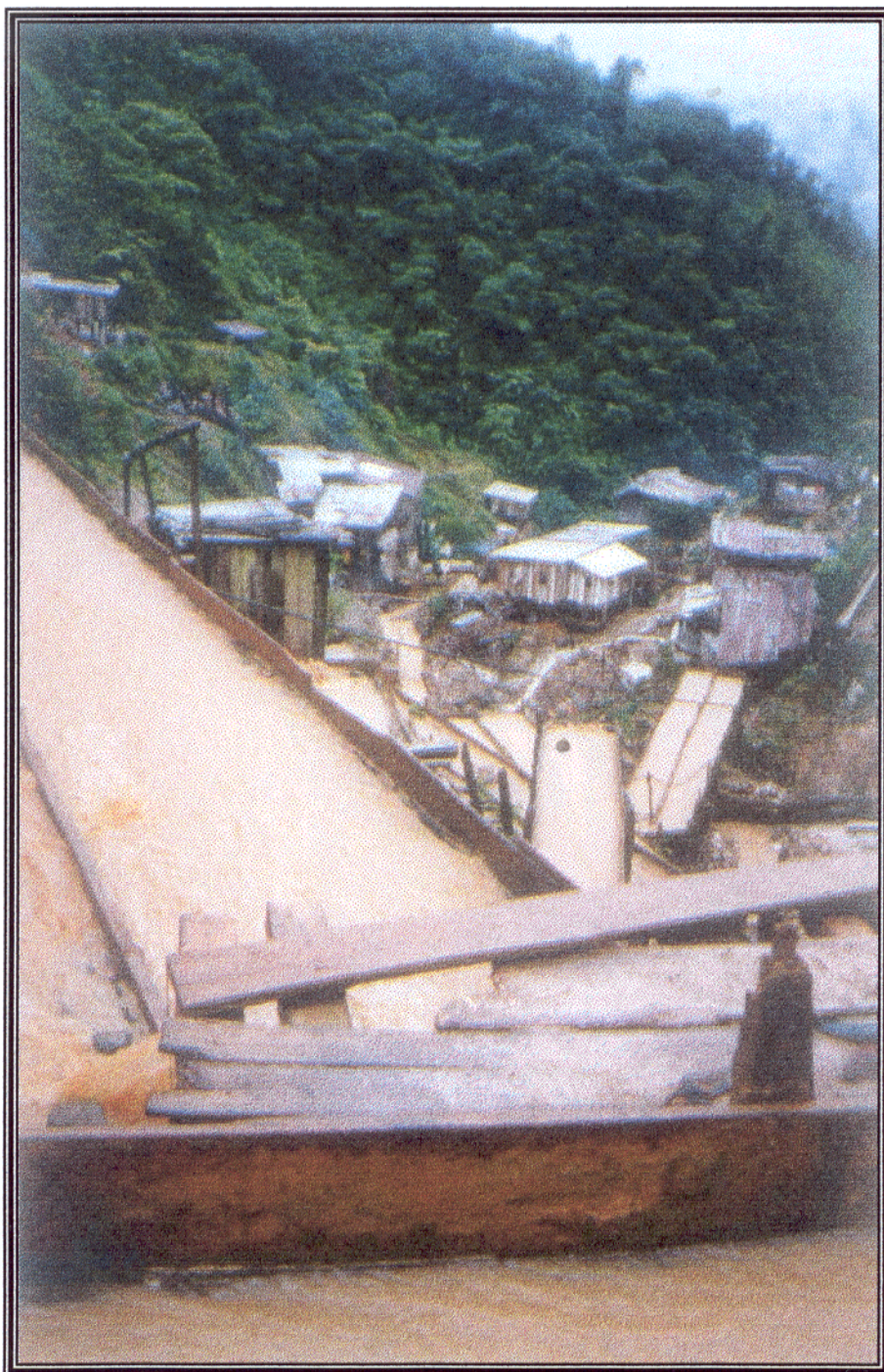


Figura 5.3 - Descarga de rejeitos da atividade garimpeira através de calhas no riacho Nambija

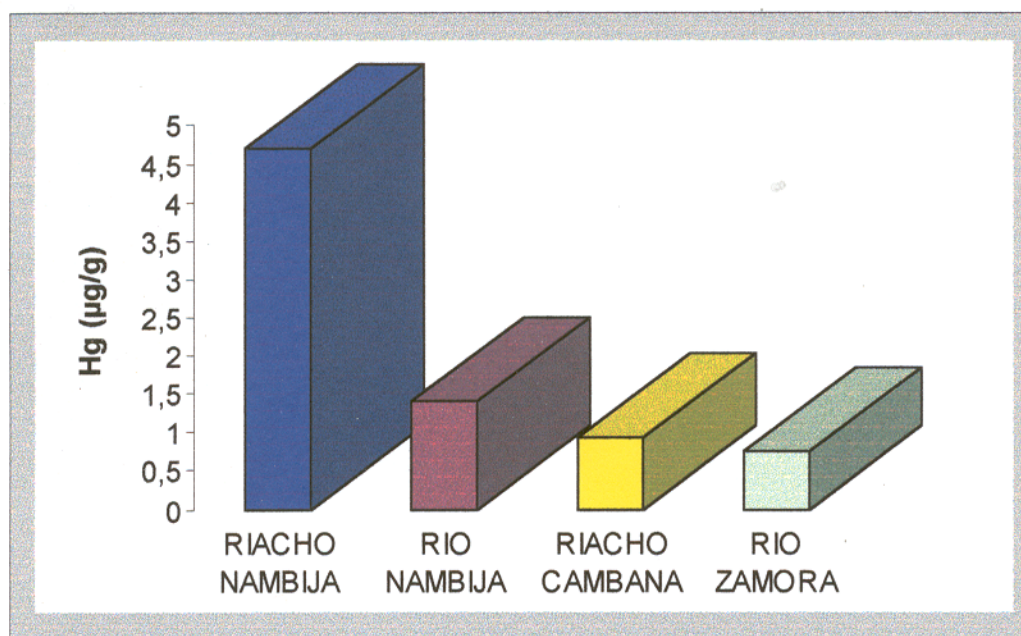


Figura 5.4 - Concentração média de mercúrio em amostras de sedimento.

A Figura 5.5, apresenta a distribuição dos teores de mercúrio em amostras de sedimento de fundo. A diminuição nas concentrações de mercúrio é evidente na medida que aumenta a distância da fonte de emissão. Assim como demonstrado por Rodrigues *et al.* (1994), as concentrações de mercúrio variam no tempo e no espaço de forma aleatória, sendo relacionadas à entrada de estéreis de extração e rejeitos do processo de beneficiamento.

O teor limiar de mercúrio em sedimentos segundo os critérios da EPA (Environmental Protection Agency) do governo dos Estados Unidos não pode exceder o valor de 150 ppb (Ecotox Treshold Software, 1999). Do conjunto de 40 amostras analisadas, todas elas excedem este valor, mesmo as amostras coletadas para o estabelecimento do *background* local para a área de estudo.

Neste trabalho, o valor limiar de 7,3 µg/g calculado pela soma da média mais duas vezes o desvio padrão, separa três amostras anômalas, 3614-Sd, 3617-Sd e 3626-Sd, localizadas nas estações de amostragem M3, M5 e M10, respectivamente (Figura 5.9).

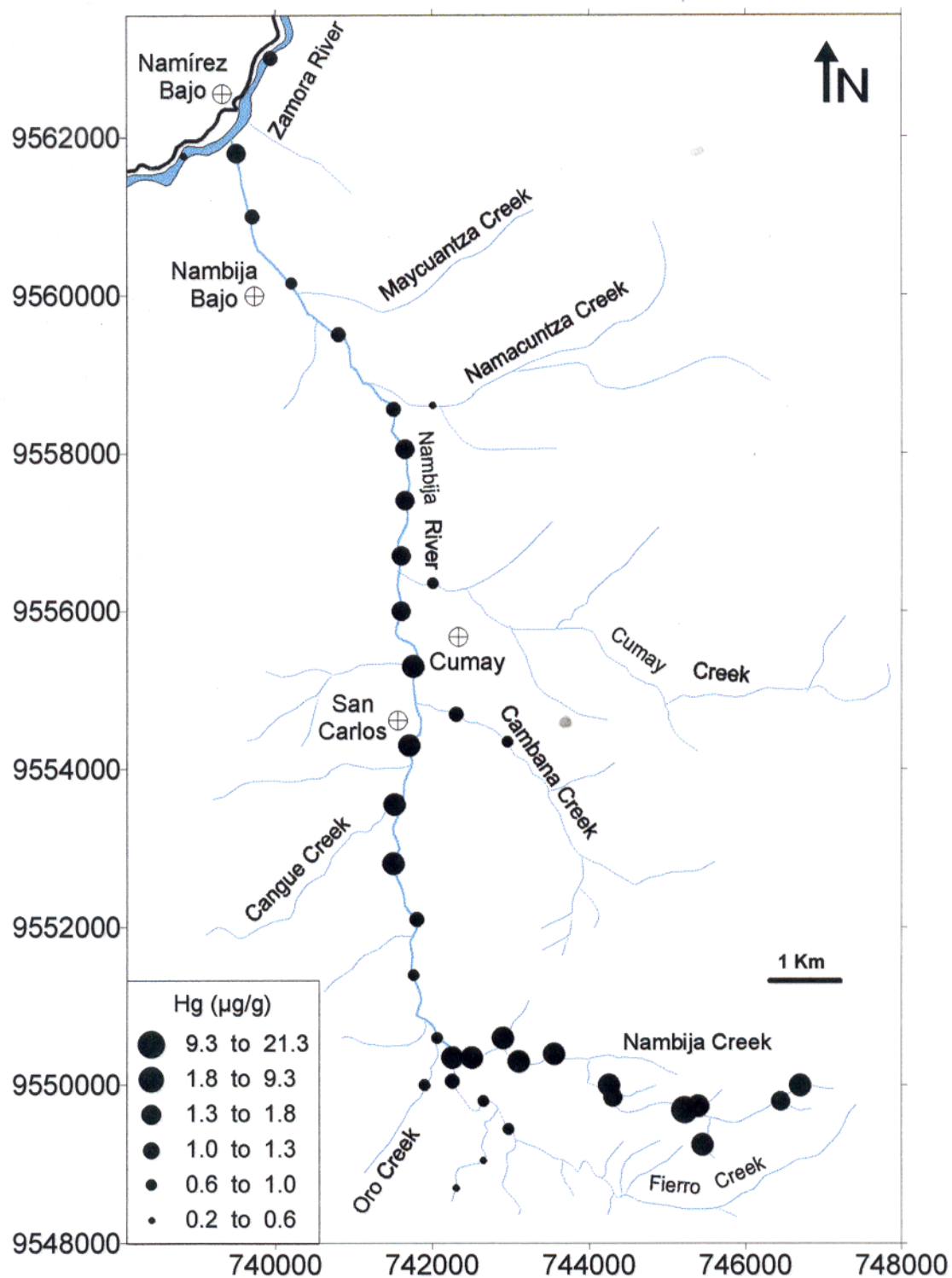


Figura 5.5 - Distribuição da concentração de mercúrio em amostras de sedimento

5.2- RESULTADOS ANALITICOS DE METAIS PESADOS

Na Tabela 5.5 são apresentadas os valores de *background* local da concentração de metais pesados em solos e sedimentos determinados neste trabalho. Para comparação citam-se valores de *background* para alguns elementos em solos e sedimentos, definidos a partir de observações globais de áreas não contaminadas.

5.2.1- Metais Pesados em Solos

- **Cádmio**

Os dados encontrados, foram transformados logaritmicamente, sendo que a distribuição do cádmio nos solos apresenta-se unimodal (Anexo D). Obteve-se uma concentração média de 2,58 $\mu\text{g/g}$ e um desvio padrão de 0,78 (tabela 5.3). Esses valores estão no intervalo de *background* local medido (1 - 3 $\mu\text{g/g}$). Porém, comparando-se estes resultados com os valores de concentração natural para solos não contaminados (Tabela 5.5), observa-se que a concentração média de cádmio na área é elevado

No riacho Nambija, os resultados analíticos mostraram teores de cádmio entre 2 a 4,5 $\mu\text{g/g}$, enquanto que no riacho Cambana, as concentrações de cádmio variam de 1 a 3 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar para cádmio de 4,14 $\mu\text{g/g}$, separa somente uma amostra anômala de solo (3615-S), situada no ponto de amostragem M3 (Figura 5.6).

- **Chumbo**

Da mesma forma que no cádmio, os resultados analíticos do chumbo, após transformação logaritmica, apresentaram uma distribuição unimodal (Anexo D), com uma média de 28 $\mu\text{g/g}$. Esse valor excede em muito pouco o intervalo de *background* local medido (18 - 25 $\mu\text{g/g}$). Observa-se que a concentração de chumbo nos solos não diferem do nível natural de ocorrência citado por Ure & Berrow (1982), Kabata-Pendias & Pendias (1984) e Förstner (1990) (Tabela 5.5).

Tabela 5.5 - Valores de *background* da concentração de metais em solos e sedimentos.

A. SOLOS

	Neste Trabalho	Sistema ABC (Holanda) ⁶ Siegrist <i>apud</i> CETESB (1997)			Alemanha	Canadá	Kabata-Pendias & Pendias (1984)		Förstner (1990)	Ure & Berrow (1982)
		A	B	C			Solos de floresta	Vários Solos		
Cu (µg/g)	103,0	50	100	500	40	30	20,33	23,76	50	25,8
Zn (µg/g)	100,3	200	500	3000	120	60	55,23	65,36	-	59,8
Pb (µg/g)	22,5	50	150	600	50	2,5	27,66	27,8	50	29,2
Ni (µg/g)	16,3	-	-	-	-	20	42	19,25	50	33,7
Cr (µg/g)	15,3	100	250	800	-	20	54	67	100	84
Cd (µg/g)	2,6	1	5	20	0,6	0,5	0,73	0,46	1	0,62
Mn (µg/g)	925,83	-	-	-	-	-	742,5	537,25	-	760

B. SEDIMENTOS

	Neste Trabalho	EPA - USA (1971) Grambell <i>et al.</i> (1987)		Média Mundial SES (1999)	Média mundial ^(a) SES (1999)	Turekian & Wedepohl (1961)		Krauskopf (1982)		Förstner & Wittmann (1983)
		< 25	25 - 50			Folhelhos	Arenitos	Folhelhos	Folhelhos	
Cu (µg/g)	108,33	< 25	25 - 50	30	12 - 20	45	1 - 10	50	51	
Zn (µg/g)	97,17	< 90	90 - 200	90	50 - 60	95	30	-	115	
Pb (µg/g)	29,67	< 90	90 - 200	35	10 - 16	20	7	20	30	
Ni (µg/g)	16,67	< 20	20 - 50	-	-	68	2	80	-	
Cr (µg/g)	18,17	< 25	25 - 75	-	-	83	35	100	-	
Cd (µg/g)	1,83	-	-	0,35	0,2	0,3	0,01 - 0,1	0,3	0,3	
Mn (µg/g)	1306,83	< 300	300 - 500	-	-	600	10 - 100	1100	-	

(a) Valores aproximados para o Norte de Europa e Norte América.

⁶ SIEGRIST, R.L. 1989. *International review of approaches for establishing cleanup goals for hazardous waste contaminated land*. Norway: Institute of Georesources and Pollution Research. 81 p.⁷ VISSER, W.J.F. 1994. *Contaminated land policies in some industrialized countries*. 2. Ed. Hague: Technical Soil Protection Committee. 149 p.

No riacho Nambija, a concentração média de Pb nos solos é de 25 $\mu\text{g/g}$. No riacho Cambana o Pb apresenta um teor médio de 34 $\mu\text{g/g}$. Esse valor é até 3 vezes maior que a concentração média encontrada no riacho Nambija. O valor limiar de 50 $\mu\text{g/g}$, separa duas amostras anômalas, 3615-S e 3680-S, localizadas nas estações de amostragem M3 e M38 respectivamente (Figura 5.6).

Cobre

A partir da transformação logaritmica dos resultados nos solos, o Cu apresenta uma distribuição unimodal (Anexo D), com concentração média de 162 $\mu\text{g/g}$, valor maior do que o intervalo de *background* local medido (46 - 138 $\mu\text{g/g}$). Os resultados encontrados para cobre na análise de solos, mostraram ser mais elevados que os teores naturais de mercúrio na superfície de solos, indicados por Ure & Berrow (1982) e Kabata-Pendias & Pendias (1984), assim como supera em até 3 vezes o valor de 50 $\mu\text{g/g}$, relatado por Förstner (1990) (Tabela 5.5).

As concentrações médias de cobre, nos riachos Nambija e Cambana apresentaram valores de 287 $\mu\text{g/g}$ e 87 $\mu\text{g/g}$ respectivamente. Observa-se que a concentração de Cu é maior no riacho Nambija e é duas vezes maior do valor de *background* local determinado na área, enquanto que no riacho Cambana a concentração média de cobre situa-se abaixo desse valor. O valor limiar para Cu é de 436 $\mu\text{g/g}$ e separa duas amostras anômalas: 3615-S e 3630-S, localizadas nas estações de amostragem M3 e M12, respectivamente (Figura 5.6).

Cromo

Com distribuição aritmética unimodal (Anexo D), sem transformação dos resultados obtidos, o cromo têm média de 16 $\mu\text{g/g}$ nos solos, valor no intervalo de *background* local medido (1 - 49 $\mu\text{g/g}$). Os resultados da concentração de cromo nos solos, estão abaixo dos teores naturais de Cr para solos relatados por diferentes autores na Tabela 5.5.

O cromo apresenta mas altas concentrações nos solos do riacho Nambija, com média de 13 $\mu\text{g/g}$, sem comparados com o riacho Cambana que apresenta uma concentração média de 7 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar para Cr é de 38 $\mu\text{g/g}$, separa duas amostras anômalas, 3662-S e 3678-S, nas estações de amostragem M29 e M37, respectivamente (Figura 5.6).

Manganês

Observa-se que o manganês, apresenta uma distribuição aritmética unimodal (Anexo E). O teor médio é de 1465 $\mu\text{g/g}$, valor maior que o intervalo de *background* local medido (596 a 1282 $\mu\text{g/g}$). O manganês têm concentração até duas vezes mais elevada que o nível natural de ocorrência em solos de floresta e vários solos estabelecidos por Kabata-Pendias e Pendias (1984), e Ure & Berrow (1982) (Tabela 5.5).

O manganês, apresenta uma concentração média 1354 $\mu\text{g/g}$, no riacho Nambija, enquanto no riacho Cambana é de 699 $\mu\text{g/g}$, aproximadamente 50% menor do que o teor médio encontrado no riacho Nambija. O valor limiar é de 2861 $\mu\text{g/g}$. Neste caso, o intervalo do *background* local medido já contém anomalias de Mn.

Níquel

Os resultados do níquel, não sofreram transformação logarítmica e apresentaram uma distribuição aritmética unimodal (Anexo E). O valor médio de níquel em amostras de solo, de 17 $\mu\text{g/g}$, não excede o intervalo do *background* local medido (12 a 23 $\mu\text{g/g}$). As concentrações de Níquel encontradas em amostras de solo situam-se dentro dos valores normais para solos não contaminados, relatado por Ure e Berrow (1982), Kabata-Pendias & Pendias (1984) e Förstner (1990) (Tabela 5.5).

A concentração média de Níquel no riacho Nambija é de 17 $\mu\text{g/g}$ e no riacho Cambana de 14 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar é de 25 $\mu\text{g/g}$ e nenhuma das amostras de solo apresentam anomalia local para Níquel

Zinco

Com os resultados de zinco obteve-se uma distribuição aritmética unimodal (Anexo E). A concentração média de Zn é 91 $\mu\text{g/g}$, valor no intervalo de *background* local medido (69 - 135 $\mu\text{g/g}$). Porém, o teor médio de zinco encontrado está acima dos valores de concentração natural na superfície de solos de floresta e vários solos indicados por Ure e Berrow (1982) e Kabata-Pendias & Pendias (1984) (Tabela 5.5).

No riacho Nambija o zinco apresenta uma concentração média de 97 $\mu\text{g/g}$, enquanto que no riacho Cambana, o teor médio de zinco é de 87 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar para Zn é de 149 $\mu\text{g/g}$, separando só uma amostra anômala, 3680-S na estação de amostragem M38 (Figura 5.6).

Os valores anômalos determinados para os diferentes metais estudados em amostras de solo (Hg, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Mn), estão localizados preferencialmente ao longo do riacho Nambija (Figura 5.6).

As concentrações máximas de metais pesados encontradas em solos do Distrito Mineral de Nambija são: 568 $\mu\text{g/g}$ para cobre (amostra 3630-S, coletada na estação de amostragem M12), 155 $\mu\text{g/g}$ para Zn (amostra 3680-S, coletada na estação M38), 193 $\mu\text{g/g}$ para Pb (amostra 3615-S, coletada na estação M3), 25 $\mu\text{g/g}$ para Ni (amostra 3680-S, coletada na estação M38), 49 $\mu\text{g/g}$ para Cr (amostra 3662-S, coletada na estação M29), 4,5 $\mu\text{g/g}$ para Cd (amostra 3615-S, coletada na estação M3) e 2830 $\mu\text{g/g}$ para Mn (amostra 3674 - Sd, coletada na estação M35). Todos esses valores são considerados anômalos (Tabela 5.3; Figura 5.6).

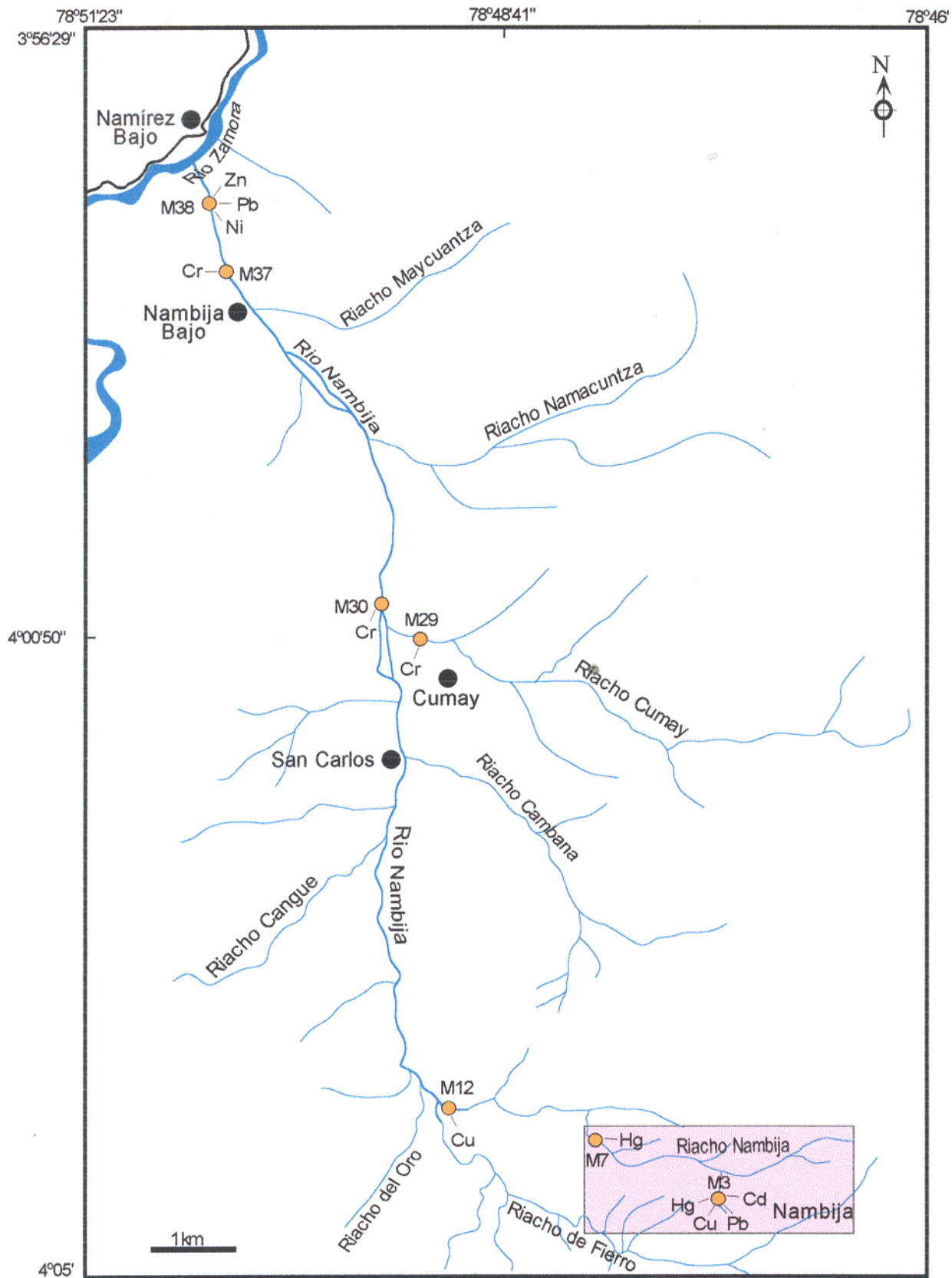


Figura 5.6 - Mapa de anomalias dos elementos Hg, Cu, Zn, Pb, Cr e Ni analisados em amostras de solo.

No riacho Nambija, as concentrações médias de metais pesados no solo são mais elevadas, com valores de 287 $\mu\text{g/g}$ para Cu; 97 $\mu\text{g/g}$ para Zn; 25 $\mu\text{g/g}$ para Pb; 17 $\mu\text{g/g}$ para Ni; 13 $\mu\text{g/g}$ para Cr; 3 $\mu\text{g/g}$ para Cd e 1354 $\mu\text{g/g}$ para Mn. No rio Nambija as concentrações médias de metais pesados no solo diminuem, com valores de 100 $\mu\text{g/g}$ para Cu; 87 ppm para Zn; 29 $\mu\text{g/g}$ para Pb; 17 $\mu\text{g/g}$ para Ni; 17 $\mu\text{g/g}$ para Cr; 2,5 $\mu\text{g/g}$ para Cd e 1520 $\mu\text{g/g}$ para Mn. (Figura 5.7).

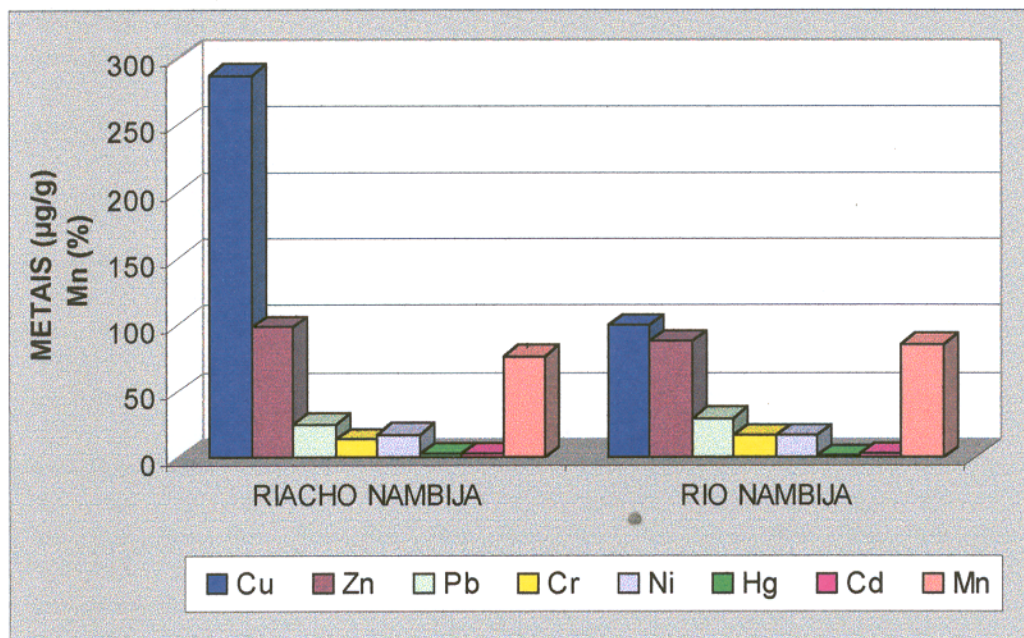


Figura 5.7 - Concentração média de metais pesados em amostras de solo.

Em amostras de solo, os diagramas de dispersão mostraram uma boa correlação entre os metais Cu, Ni, Cd e Mn. Esses elementos produzem um fator da análise fatorial que corresponde ao minério explorado na área, de caracter polimetálico, com mineralização aurífera associada, principalmente, a sulfetos de Fe, Cu, Ni, As e Zn. Essa é a fonte de emissão de metais pesados para o meio ambiente. (Figura 5.8)

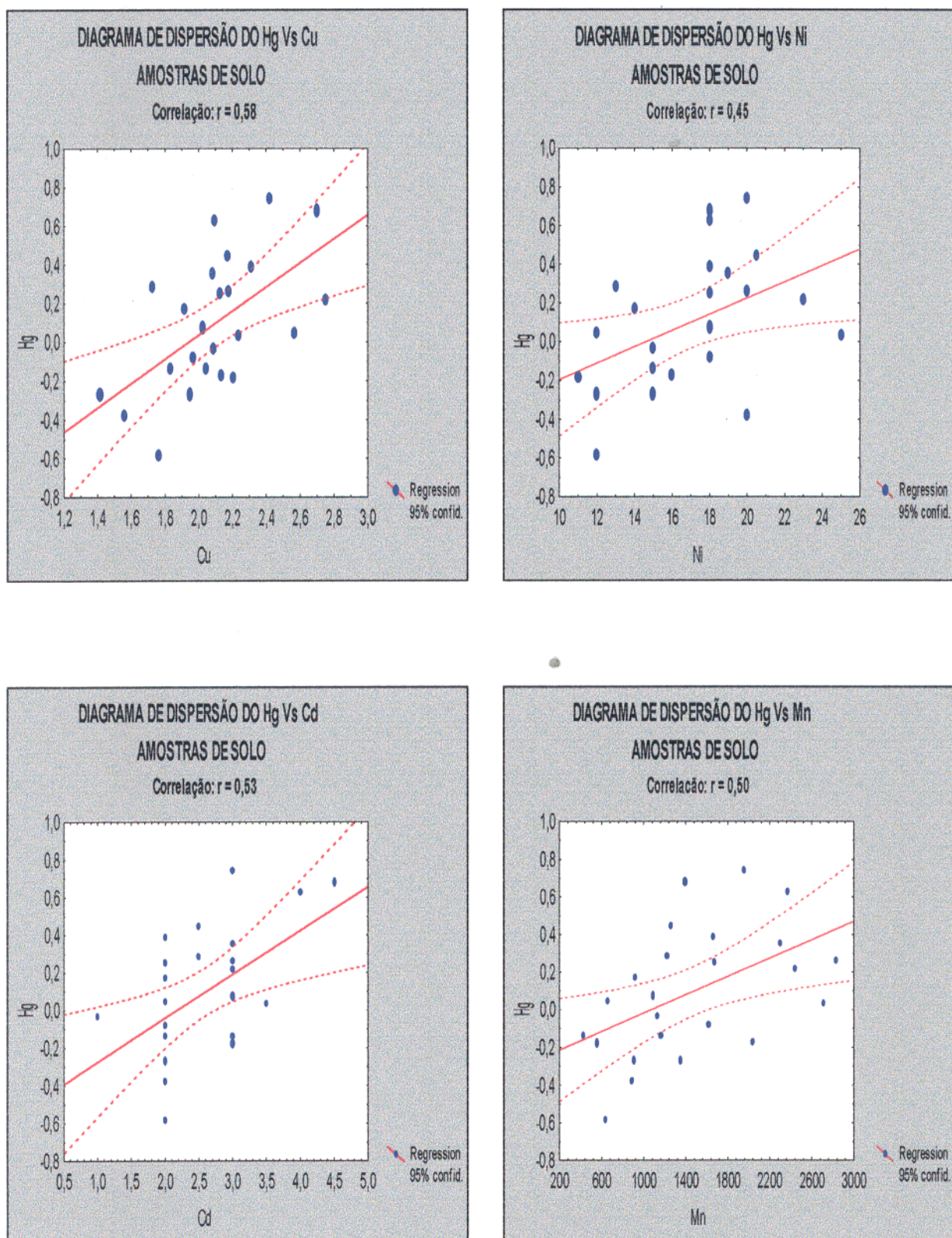


FIGURA 5.8 - DIAGRAMAS DE DISPERSÃO DO MERCÚRIO EM SOLO Vs OS METAIS COBRE, NÍQUEL, CÁDMIO E MANGANÊS

A matriz de coeficientes de correlação para metais pesados em amostras de solos, é mostrada na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Matriz de coeficientes de correlação para metais pesados e carbono orgânico nos solos (n = 24) do Distrito Mineral de Nambija.

	Log. Hg	Log. Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	Mn	C. O.
Log. Hg	1,00								
Log. Cu	0,58*	1,00							
Zn	-	0,52*	1,00						
Pb	-	-	0,69*	1,00					
Ni	0,45*	-	-	0,64*	1,00				
Cr	-	-	-	0,48*	0,67*	1,00			
Cd	0,53*	0,47*	0,48*	0,47*	-	-	1,00		
Mn	0,50*	-	0,49*	0,73*	0,75*	0,52*	0,50*	1,00	
C. O.	-	0,44*	-	-	-	-0,42*	-	-	1,00

* Correlações significativas

(-) Menor que o grau de significância

Os valores de carbono orgânico encontrados em estão entre 0,17% e 2,57%. Observa-se uma correlação positiva entre o carbono orgânico e o Cu e uma correlação negativa entre o carbono orgânico e o Cr.

5.2.2- Metais Pesados em Sedimentos

Cádmio

Os dados de cádmio foram transformados logaritmicamente. Os mesmos apresentam uma distribuição unimodal (Anexo F); com média de 2,7 $\mu\text{g/g}$, valor no intervalo de *background* local medido (1 - 3 $\mu\text{g/g}$). Estes valores excedem até 9 vezes os valores de cádmio em sedimentos estabelecidos por Förstner & Wittmann (1983). Também o teor médio de cádmio é mais elevado do que os valores de concentração natural desse elemento em arenitos, folhelhos e argilas estabelecidos por Turekian & Wedepohl (1961) e Krauskopf (1982) (Tabela 5.5).

O cádmio, no riacho Nambija têm concentração média de 3 $\mu\text{g/g}$, enquanto que no riacho Cambana apresenta um teor médio de 2,5 $\mu\text{g/g}$. Esses valores estão até duas vezes acima do valor

de *background* local para Cd nos sedimentos (Tabela 5.5). O valor limiar de 4,3 $\mu\text{g/g}$, separa só uma amostra anômala, 3669-Sd, localizada na estação de amostragem M33 (Figura 5.9).

Chumbo

Nos dados de chumbo, aplicou-se uma transformação logaritmica e obteve-se que sua distribuição é unimodal (Anexo F); tem média de 35 $\mu\text{g/g}$, que não difere do intervalo de *background* local medido (21 - 43 $\mu\text{g/g}$). Esse resultado, é maior do que o valores padrão para folhelhos e arenitos relatados por Turekian & Wedepohl (1961) e Krauskopf (1982). Assim também e mais elevado do valor considerado normal para sedimentos não contaminados estabelecido Förstner & Wittmann (1983). Segundo a EPA (1971), valores de Pb < 90 $\mu\text{g/g}$ não poluem o meio ambiente (Tabela 5.5).

A concentração média de chumbo no riacho Nambija é de 36 $\mu\text{g/g}$, enquanto que no riacho Cambana alcança um valor médio de 48 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar de 49 $\mu\text{g/g}$, separa três amostras anômalas, 3622-Sd, 3655-Sd e 3659-Sd, nas estações de amostragem M8, M26 e M28 respectivamente (Figura 5.9).

Cobre

O cobre é um dos principais contaminantes, depois do mercúrio, na área de estudo. Os dados de cobre foram transformados logaritmicamente e apresentam uma distribuição unimodal (Anexo F). A média de cobre, em amostras de sedimento é de 187 $\mu\text{g/g}$, valor maior que o intervalo de *background* local medido (40 - 152 $\mu\text{g/g}$). A concentração média de cobre é maior que o os valores estabelecidos como naturais em arenitos, folhelhos e argilas citados por Turekian e Wedepohl (1961) e Krauskopf (1982). O cobre também apresenta teor médio acima do valor de 51 $\mu\text{g/g}$ considerado normal para sedimentos definido por Förstner & Wittmann (1983) e maior do que 31 $\mu\text{g/g}$, relatado por Salomons & Förstner (1984). Com base nos valores estabelecidos pela EPA (1971), teores de Cu > 50 $\mu\text{g/g}$ determinam poluição (Tabela 5.5)

A concentração de cobre, no riacho Nambija alcança valores entre 92 e 777 $\mu\text{g/g}$ e no riacho Cambana oscila entre 102 e 166 $\mu\text{g/g}$. As concentrações de cobre dos riachos Nambija e Cambana diminuem quando chegam ao rio Nambija, com valor médio de 135 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar para Cu é de 387 $\mu\text{g/g}$ separa quatro amostras anômalas, 3611-Sd, 3614-Sd, 3616-Sd e

3617-Sd, localizadas nas estações de amostragem M1, M3, M4 e M5, respectivamente (Figura 5.9).

Cromo

Os resultados analíticos do cromo, sem transformação, apresentam uma distribuição unimodal (Anexo F), o valor médio 25 $\mu\text{g/g}$ de cromo, está no intervalo de *background* local medido (0 - 43 $\mu\text{g/g}$) e não difere dos valores de concentração natural de cromo em arenitos, folhelhos e argilas publicados por Turekian & Wedepohl (1961) e Krauskopf (1982), assim como do teor médio de cobre para sedimentos de 60 $\mu\text{g/g}$ relatado por Salomons & Förstner (1984). Segundo a EPA (1971), teores de Cr < 25 $\mu\text{g/g}$ não indicam poluição (Tabela 5.5).

A concentração média de Cr no riacho Nambija é de 29 $\mu\text{g/g}$ e no riacho Cambana de 22 $\mu\text{g/g}$. Nenhuma das amostras apresenta anomalia local para cromo, sendo o seu valor limiar de 57 $\mu\text{g/g}$.

Manganês

Os dados do manganês, sem transformação, apresentaram uma distribuição aritmética unimodal (Anexo G), com média de 2751 $\mu\text{g/g}$, valor que é aproximadamente o dobro do valor de *background* local medido (842 - 2198 $\mu\text{g/g}$). Esse resultado situa-se muito acima do nível natural de ocorrência de manganês em arenitos, folhelhos e argilas, apresentado por Turekian & Wedepohl (1961) e Krauskopf (1982). Segundo os valores estabelecidos pela EPA (1971), concentrações de Mn em sedimentos > 500 $\mu\text{g/g}$ apontam uma forte poluição (Tabela 5.5).

A concentração média de Mn no riacho Nambija é de 2836 $\mu\text{g/g}$ e no riacho Cambana 4364 $\mu\text{g/g}$ (1,5 vezes maior que o valor médio do riacho Nambija). O valor limiar é de 5661 $\mu\text{g/g}$. Neste caso, o intervalo de *background* local medido já contém anomalias de Mn para os sedimentos de fundo

Níquel

O níquel apresenta uma distribuição aritmética unimodal (Anexo G), concentração média de 21 $\mu\text{g/g}$, valor que não difere do intervalo de *background* local medido (12 - 27 $\mu\text{g/g}$) e dos valores de concentração natural de níquel em materiais como arenitos e folhelhos, referenciados

na Tabela 5.5 e do teor de 32 $\mu\text{g/g}$ considerado normal para sedimentos não contaminados citado por Salomons & Förstner (1984). Segundo os valores estabelecidos pela EPA (1971), o teor de Ni < 20 $\mu\text{g/g}$ não produz poluição.

A concentração de Níquel no riacho Nambija varia de 11 a 33 $\mu\text{g/g}$, no riacho Cambana a concentração está entre 10 e 22 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar de 31 $\mu\text{g/g}$, separa uma amostra anômala para Ni, 3624-Sd na estação de amostragem M9 (Figura 5.9).

Zinco

Os resultados obtidos para o zinco apresentaram uma distribuição aritmética unimodal (Anexo G), têm média nos sedimentos de 131 $\mu\text{g/g}$, valor que está no intervalo de *background* local medido (61 - 137 $\mu\text{g/g}$). Esse valor está acima do valor de concentração natural em arenitos e folhelhos publicados por Turekian & Wedepohl (1961) e Krauskopf (1982). Segundo a EPA (1971), valores de Zinco entre 90 e 200 $\mu\text{g/g}$ revelam uma poluição moderada (Tabela 5.5)

A concentração média de zinco no riacho Nambija é de 155 $\mu\text{g/g}$, enquanto que no riacho Cambana o zinco apresenta teor médio de 131 $\mu\text{g/g}$. O valor limiar de 203 $\mu\text{g/g}$ para zinco separa somente uma amostra como anômala, 3622-Sd na estação de amostragem M8. (Figura 5.9).

Os valores anômalos determinados para os diferentes metais estudados em amostras de sedimento de fundo (Hg, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd e Mn), estão localizados preferencialmente ao longo do riacho Nambija que drena o Distrito de Nambija nas proximidades de atividades garimpeiras (Figura 5.9).

As concentrações máximas de metais pesados encontradas em sedimentos do Distrito Mineral de Nambija são: 777 $\mu\text{g/g}$ para cobre (amostra 3614-Sd, coletada na estação de amostragem M3), 204 $\mu\text{g/g}$ para Zn (amostra 3622-Sd, coletada na estação M8), 57 $\mu\text{g/g}$ para Pb (amostra 3655-Sd, coletada na estação M26), 33 $\mu\text{g/g}$ para Ni (amostra 3624-Sd, coletada na estação M9), 4,5 $\mu\text{g/g}$ para Cd (amostra 3669-Sd, coletada na estação M33) e 5373 $\mu\text{g/g}$ para Mn (amostra 3629-Sd, coletada na estação M12), assim todos esses valores são considerados anômalos (Figura 5.9). A máxima concentração encontrada para Cr é de 53 $\mu\text{g/g}$, não sendo um valor considerado anômalo.

No riacho Nambija, as concentrações médias de metais pesados nos sedimentos de fundo são mais elevadas, com valores de 279 $\mu\text{g/g}$ para Cu; 155 $\mu\text{g/g}$ para Zn; 35 $\mu\text{g/g}$ para Pb; 22 $\mu\text{g/g}$ para Ni; 29 $\mu\text{g/g}$ para Cr; 3 $\mu\text{g/g}$ para Cd e 2836 $\mu\text{g/g}$ para Mn. No rio Nambija as concentrações médias de metais pesados nos sedimentos de fundo diminuem, com valores de 135 $\mu\text{g/g}$ para Cu; 115 $\mu\text{g/g}$ para Zn; 34 $\mu\text{g/g}$ para Pb; 19 $\mu\text{g/g}$ para Ni; 22 $\mu\text{g/g}$ para Cr; 2,5 $\mu\text{g/g}$ para Cd e 2695 $\mu\text{g/g}$ para Mn (Figura 5.10)

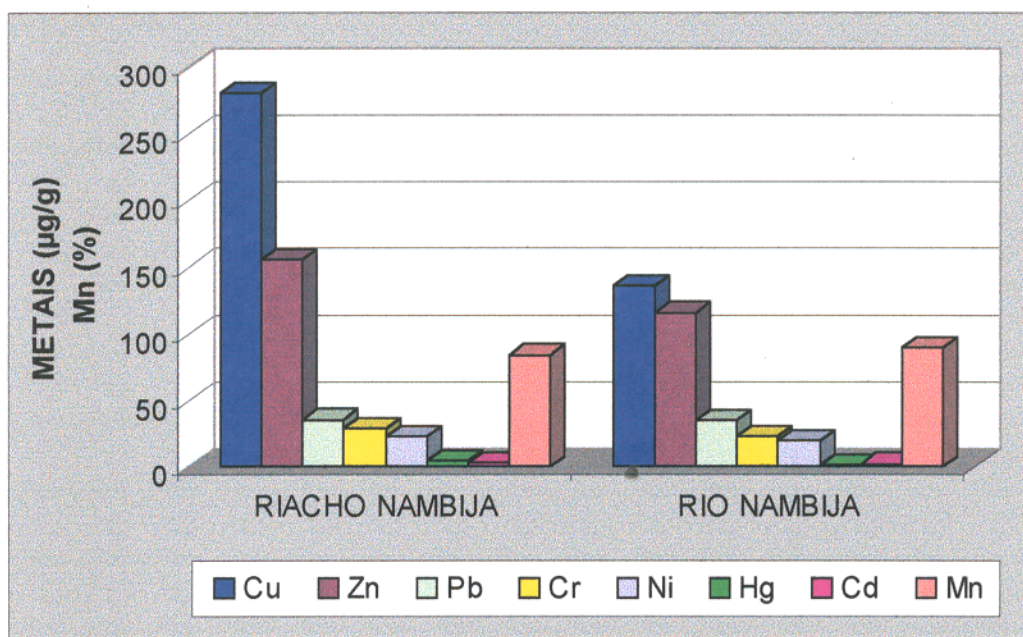


Figura 5.10 - Concentração média de metais pesados em amostras de sedimento.

A fonte antropogênica do mercúrio, evidencia-se nos valores das correlações mostrados na Tabela 5.7, onde o mercúrio apresenta correlação positiva com os metais Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd e Mn, enquanto que apresenta correlação negativa com o carbono orgânico. Pode-se observar correlações significativas do mercúrio com os metais Cu, Zn, Ni e Cr, que são também expressas na análise fatorial para um primeiro fator, que corresponde, neste caso ao minério explotado na área, como fonte importante de emissão de metais para o meio ambiente (Figura 5.11).

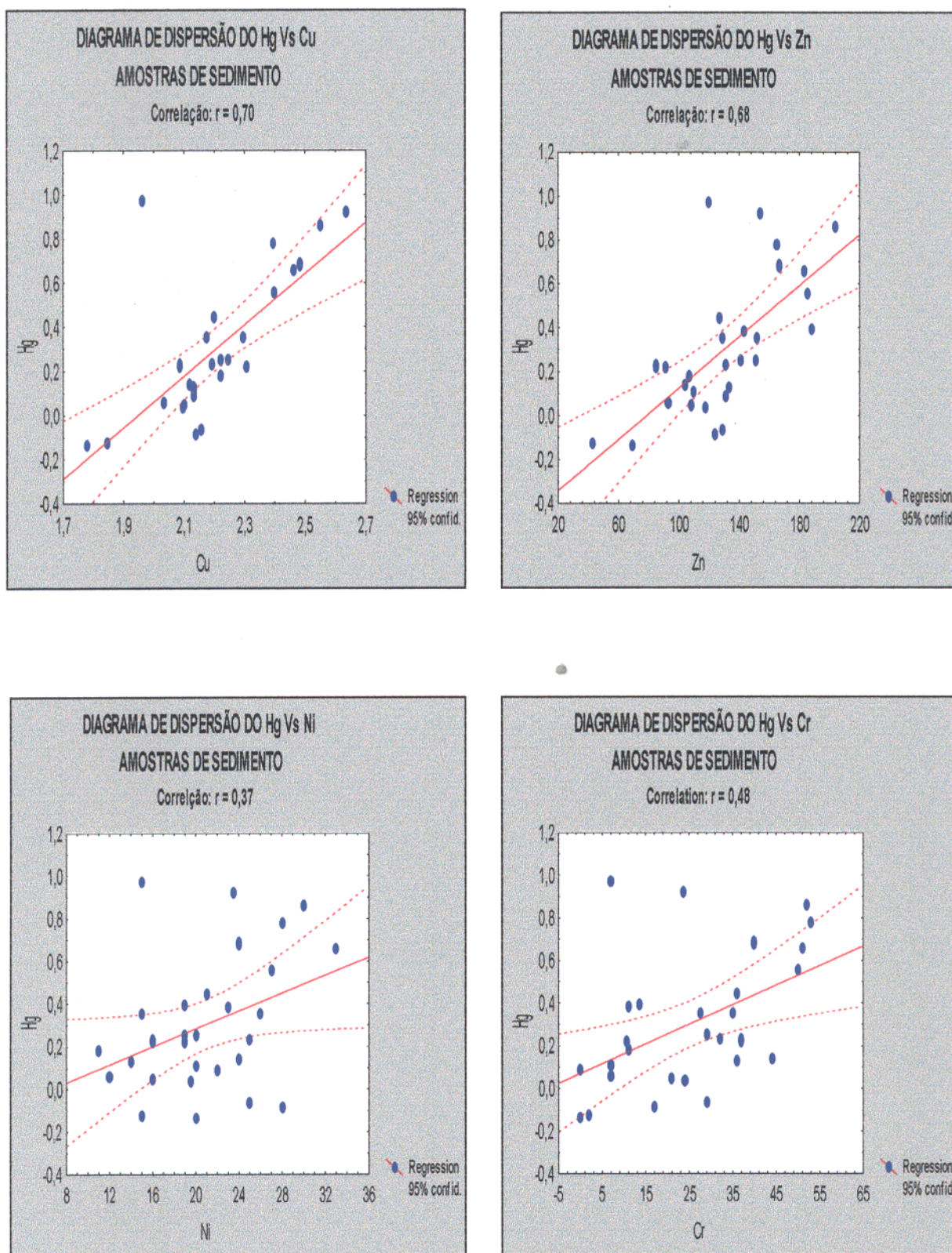


FIGURA 5.11 - DIAGRAMAS DE DISPERSÃO DO MERCÚRIO EM SEDIMENTO Vs OS METAIS COBRE, ZINCO, NÍQUEL E CROMO

A matriz de coeficientes de correlação para metais pesados em amostras de Sedimentos de fundo, é mostrada na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Matriz de coeficientes de correlação para metais pesados e carbono orgânico nos sedimentos de fundo (n = 30) do Distrito Mineral de Nambija.

	Log. Hg	Log. Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	Mn	C. O.
Log. Hg	1,00								
Log. Cu	0,70*	1,00							
Zn	0,68*	0,80*	1,00						
Pb	-	0,46*	0,65*	1,00					
Ni	0,37*	0,50*	0,61*	-	1,00				
Cr	0,48*	0,60*	0,61*	0,38*	0,55*	1,00			
Cd	-	-	0,41*	0,41*	-	-	1,00		
Mn	-	-	0,53*	-	-	0,44*	-	1,00	
C. O.	-	-	-	-	-	-0,43*	-	-	1,00

* Correlações significativas

-) Menor que o grau de significância

5.2.3- Metais Pesados em Rejeitos de Garimpagem

Na área em estudo, apesar do processo físico ser predominante na distribuição e transporte dos metais pesados, também é importante destacar que existem três formas de liberação química dos metais: (a) dos efluentes de minas, (b) dos efluentes de plantas de beneficiamento e (c) por lixiviação dos rejeitos de minério e depósitos de rocha estéril (canga).

Foram analisadas 10 amostras de rejeito de garimpagem, coletadas diretamente na saída dos resíduos do processo de amalgamação. O total de amostras de rejeito apresentam elevadas concentrações de metais pesados, refletindo a composição da mineralização aurífera associada principalmente a sulfetos de Fe, Cu, Ni, As, e Zn (Tabela 5.3, Figura 5.12).

As análises de mercúrio em amostras de rejeito (n = 5) registraram variações de 80 µg/g até 1555 µg/g, evidenciando a enorme fonte de poluição por mercúrio na área. Os altos teores de mercúrio são indicativos da falta de controle no uso desse elemento no processo de amalgamação de concentrados de ouro. Esses rejeitos quando lançados no ambiente, aumentam a carga de material particulado em suspensão nos rios, que desequilibra o sistema, provocando a turbidez da água e diminuindo sua produtividade primária. São também elevadas as concentrações de Cu, Zn, Cr, Cd e Mn.

As concentrações médias de Hg (439 $\mu\text{g/g}$), Cu (236 $\mu\text{g/g}$), Zn (136 $\mu\text{g/g}$), Pb (53 $\mu\text{g/g}$), Cd (2,11 $\mu\text{g/g}$) e Mn (5514,75 $\mu\text{g/g}$) em amostras de rejeito são mais do que esperado, conhecendo a fonte que os origina (Figura 5.12).

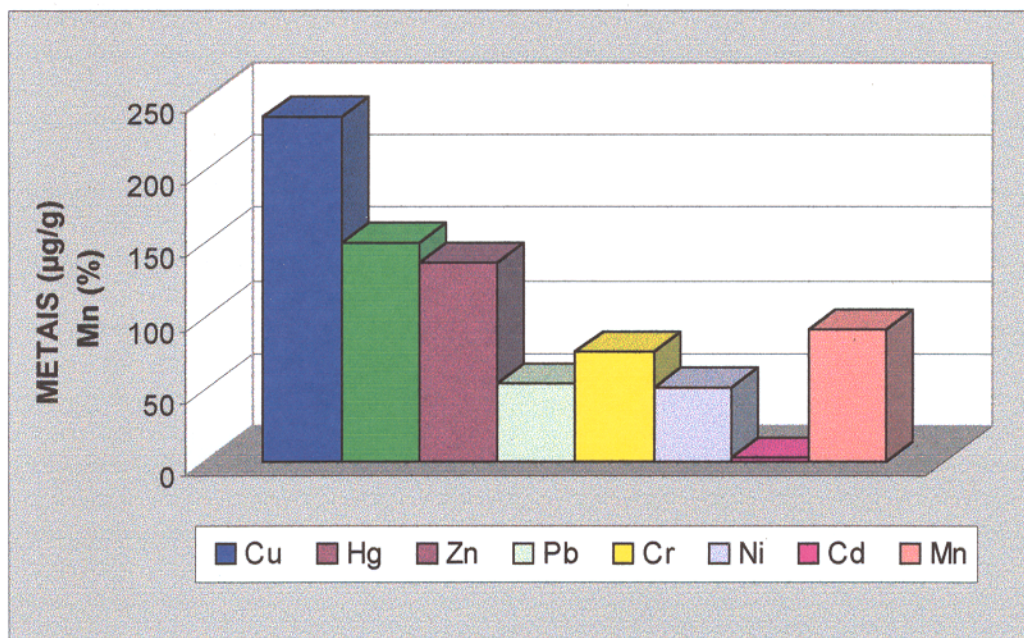


Figura 5.12 - Concentração média de metais pesados em amostras de rejeito.

Os valores de carbono orgânico em rejeitos são pequenos, com média de 0,39%, mínimo de 0,17% e um máximo de 0,80%.

5.3- CARBONO ORGÂNICO

Um dos parâmetros mais importantes na avaliação dos processos de transporte de metais pesados em ambientes aquáticos é a matéria orgânica dissolvida. O carbono orgânico dissolvido atua como importante captador de metais como Cd, Cu, Co, Mn, Mg e Cr, formando complexos que são arrastados e distribuídos nos sedimentos de fundo e em suspensão.

O carbono orgânico dos sistemas aquáticos continentais pode ter sua origem no carbono orgânico detrítico ou no carbono orgânico da biota; que juntos, formam o carbono orgânico total. Na fase orgânica os elementos traços podem estar ligados à matéria orgânica de várias formas: aos organismos vivos, aos detritos ou recobrando as partículas de sedimento. Sob condições oxidantes em águas naturais, pode ocorrer a degradação da matéria orgânica sendo liberados os metais traço mais solúveis (Tessier *et al.*, 1979)

O conteúdo de carbono orgânico em amostras de sedimento de fundo apresentou valor médio de 0,3% (n = 40), com um mínimo de 0,5% e um máximo de 0,95%. Os resultados em amostras de solo apresentaram uma média de 1,37% (n = 32), com um mínimo de 0,17% e um máximo de 2,57%. As concentrações em amostras de rejeito situam-se no intervalo de 0,17 a 0,76% , com média de 0,38% (n = 10).

5.4- COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA

A possibilidade de lixiviação e a bio-disponibilidade dos metais depende da força das suas ligações químicas, portanto, o conhecimento das fases minerais presentes é de grande utilidade para avaliar a disponibilidade e toxicidade potencial dos metais pesados provenientes da zona mineira de Nambija.

A mineralogia das amostras de sedimento e solo, resultante de análises por difração de raios-X, está representada essencialmente de quartzo como o maior componente mineralógico, seguido pela albita e anortita. Em menor proporção acham-se caulinita, ortoclássio e a presença de hematita.

O análise de uma amostra da zona mineralizada de *Skarn* mostrou uma composição basicamente de calcita, grossulária e albita; subordinadamente ocorre clinocloro, quartzo e a presença de hematita.

5.5- VARIABILIDADE DOS RESULTADOS

Utilizando-se os valores das concentrações médias encontradas para metais pesados em amostras de sedimento e solo para uma comparação com os valores de *background* local obtidos a partir da análise de amostras coletadas em locais considerados não contaminados na área em estudo, é possível ressaltar o seguinte:

O mercúrio está amplamente difundido e aparece em concentrações mais elevadas no riacho Nambija, baixando sua concentração no rio Nambija, porém todas as amostras de sedimento (n = 30) e 83% das amostras de solo (n = 24) apresentam concentrações acima do valor de *background* local de 0,5 µg/g em sedimentos e 0,6 µg/g em solos (Figura 5.13). A concentração de mercúrio é ate 18 vezes em sedimentos e até 9 vezes em solos maior do que o nível de ocorrência considerada normal para solos e sedimentos na área em estudo.

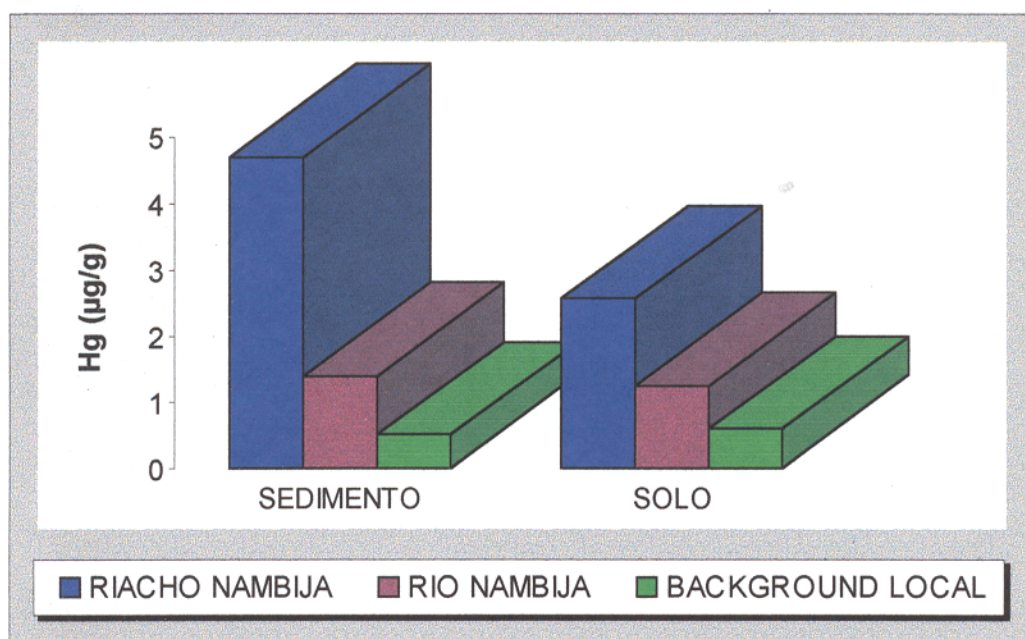


Figura 5.13 - Variação da concentração de mercúrio em amostras de sedimento e solo.

Para todos os metais analisados em solos, exceto o Zn, as concentrações médias foram maiores do que os teores naturais de metais na área (Figura 5.14). Observou-se, que mais de 50% das amostras de solo analisadas para metais pesados ($n = 24$), apresentaram concentrações acima do valor de *background* local para os elementos Hg, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd e Mn. Para o Zn, só 33% de amostras apresentarem concentrações maiores ao valor de fundo local

Para todos os metais analisados em sedimentos de fundo, as concentrações médias foram maiores do que o valor de fundo local (Figura 5.15). Observou-se que mais de 80% das amostras de sedimento analisadas para metais pesados ($n = 30$) apresentaram concentrações maiores que o valor de *background* local para os elementos Hg, Cu, Pb, Cd e Mn. Para os metais Ni e Cr, 73% e 60% das amostras analisadas, respectivamente apresentarem concentrações maiores que o valor de fundo local.

Para toda a área de estudo, existe uma notada diferença entre valores das máximas concentrações de mercúrio em solos ($5,5 \mu\text{g/g}$) e os valores máximos encontrados em sedimentos ($9,3 \mu\text{g/g}$). Essa diferença é explicada pela lixiviação mecânica do mercúrio através do solo (solos intemperizados) até os corpos de água onde é acumulado preferencialmente nos sedimentos de fundo, fato que ocorre devido à presença de relevo montanhoso, com fortes declives e estações de inverno com fortes precipitações.

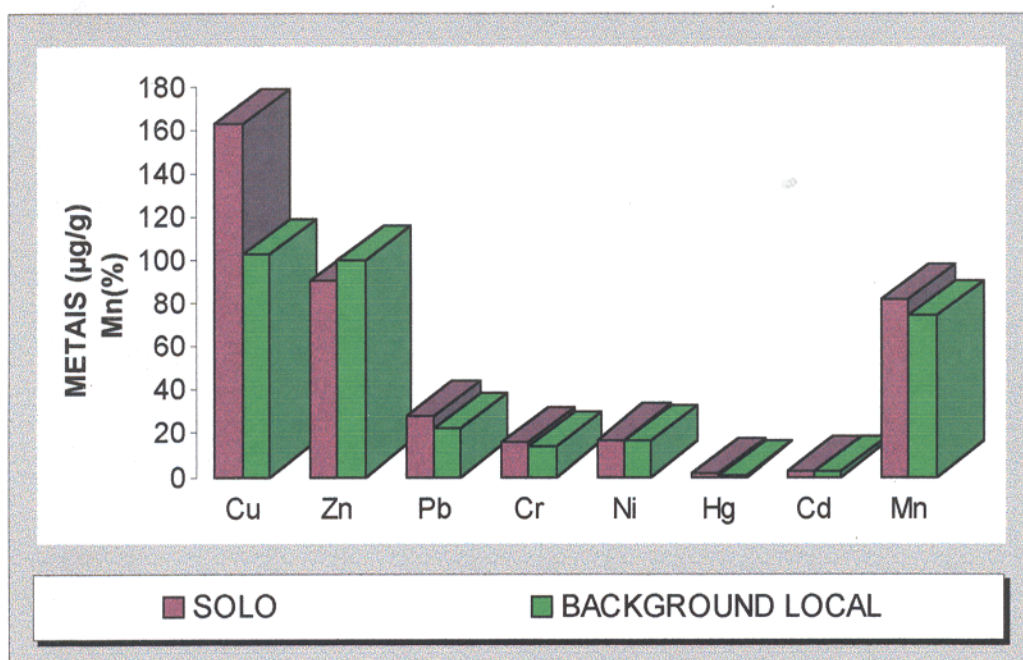


Figura 5.14 - Variação da concentração de metais pesados em amostras de solo.

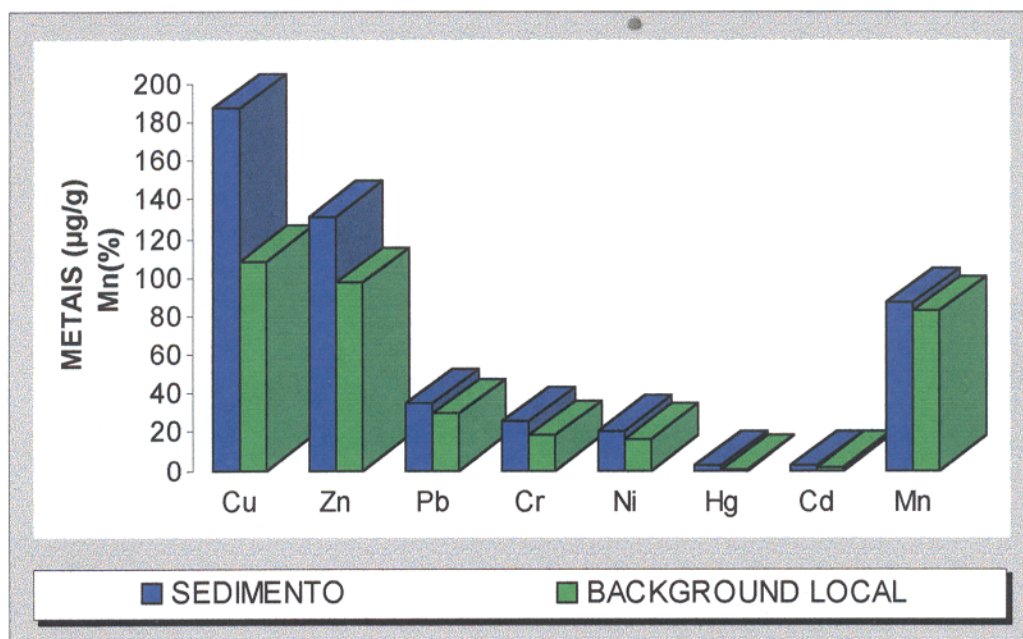


Figura 5.15 - Variação da concentração de metais pesados em amostras de sedimento.

6- CONCLUSÕES

O Distrito Mineral de Nambija, em conseqüência do uso extensivo e intensivo do mercúrio metálico na atividade garimpeira, apresenta elevadas concentrações de mercúrio em solos e sedimentos provocando a contaminação do ambiente. Observou-se que a totalidade das amostras de sedimento e 83% das amostras de solo apresentaram concentrações de mercúrio acima do valor de *background* local de 0,5 µg/g em sedimentos e 0,6 µg/g em solos, respectivamente.

A contaminação afeta principalmente ao riacho Nambija (Quebrada Calixto ou Quebrada de las Minas) com teores de mercúrio nos solos de 1 a 9 vezes e de 3 a 18 vezes nos sedimentos o valor de *background* local. As elevadas concentrações de mercúrio, causam a extinção de toda forma de vida aquática superior no riacho, e põem em perigo o sistema aquático da bacia hidrográfica do rio Nambija e Zamora, como parte do sistema fluvial amazônico (SES, 1999).

O mercúrio presente na área de estudo é fundamentalmente de origem antropogênica. Praticamente toda a contaminação registrada é causada pelo processo de beneficiamento, através do uso indiscriminado de mercúrio na etapa de amalgamação do ouro e a deficiência e inexistência no controle na deposição dos rejeitos de processo, extração, estéreis e rocha encaixante.

As maiores concentrações de metais pesados, além do mercúrio, foram verificadas para os elementos Cu, Zn, Pb, Cd e Mn, associados à mineralização sulfetada da jazida tipo *skarn* e emitidos a partir dos efluentes de minas e durante os processo de beneficiamento do minério. A contaminação encontrada é polimetálica (Mn, Cu, Zn, Cd e Pb) refletindo a composição da mineralização, fonte natural que está sendo alterada pelos garimpeiros. Enquanto os níveis de Hg evidenciam a contaminação de origem antrópica.

Para todos os metais analisados, a saber Hg, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd e Mn, obtiveram-se concentrações médias acima do valor de *background* local tanto no sedimento, quanto no solo. Excetua-se o Zn em amostras de solo.

As quantidades de sólidos em suspensão são obviamente os aspetos mais visíveis nos cursos de água afetados por descargas de processamento e extração minerais. O assoreamento causado pelo despejo dos rejeitos diretamente nas drenagens, ocasionam turbidez das águas do riacho Nambija e do próprio rio Nambija, fato que limita a realização da fotossíntese, alterando assim as condições naturais dos habitats aquáticos.

Finalmente, é importante ressaltar que os resultados apresentados neste trabalho no Distrito mineral de Nambija, servem como ponto de partida para estudos de monitoramento sistemático dos níveis de mercúrio presentes nas proximidades de áreas de garimpo e alertar sobre o risco que estes podem causar ao ambiente e à qualidade de vida das populações residentes nessas áreas.

7- MELHORAMENTO AMBIENTAL

Na atualidade, não existe nenhum plano global de recuperação do meio físico degradado pelas atividades mineiras. Além disso, a possibilidade de interromper a atividade garimpeira é inviável sobre diversos aspectos práticos, sociais, econômicos e políticos, restando por tanto só a possibilidade de organizá-la, orientá-la tecnicamente e conscientizar as populações envolvidas no que se refere a sua participação positiva no sistema.

Uma medida imediata a ser tomada é da orientação sobre o uso de mercúrio no processo de amalgamação e a substituição da queima do amálgama a céu aberto, pelo uso de retortas, que mantém o mercúrio em circuito fechado. A utilização de equipamentos que evitam a poluição por mercúrio da atmosfera é muito restrita ou inexistente na área. Segundo Silva *et al.* (1993), a perda de mercúrio durante a queima do amálgama pode ser reduzida em cerca de 90%, quando o processo é feito em retortas. A queima a céu aberto é responsável por cerca de 65% da contaminação ambiental.

Tal como mencionado, grande parte dos problemas ambientais referentes às atividades mineiras na área de estudo estão diretamente relacionadas com a descarga deliberada ou involuntária de rejeitos nos cursos de água. Hoje em dia, um requisito mínimo em praticamente todas as regiões do mundo é que os rejeitos das atividades de mineração sejam coletados e confinados em diques adequados, onde se eliminem as possíveis descargas de material tóxico nos arredores, o que possibilita a efetiva reabilitação da área uma vez terminada a exploração mineira. A construção de diques coletivos, que sirvam para vários usuários produtores de minério, pode ser uma solução prática e economicamente sustentável

Princípios e métodos de proteção ambiental tem que ser introduzidos e respeitados na área estudada, até porque estão contidos na legislação equatoriana desde alguns anos, porém não sendo cumpridos. Justifica-se que se deve adotar uma política governamental de controle/fiscalização para o cumprimento das medidas de proteção do meio ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOSTA Y., C. 1995. La minería como sector estratégico de la economía. In: SEMINÁRIO Y CONVENCION INTERNACIONAL DE MINERÍA, 1., Loja - Ecuador. **Memorias. UNL/FCYT**, p. 157-164.
- ADRIANO, D.C. 1986. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York. Springer-Verlag. Inc. 533 p.
- AKAGI, H.; MALM, O.; BRANCHES, F.J.P. 1996. Human exposure to mercury due to mining in the amazon Brazil - A review. **Environmental Sciences**, 4 (3):199-211.
- AKAGI, H.; MALM, O.; BRANCHES, F.J.P.; KINJO, Y.; KASHIMA, Y.; GUIMARAES, J.R.D.; OLIVEIRA, R.B.; HARAGUCHI, K.; PFEIFFER, W.C.; TAKIZAWA, Y.; KATO, H. 1995. **Human exposure to mercury due to gold mining in the Tapajos river basin, Amazon Brazil**, Speciation of Mercury in Human Hair Blood and Urine, Water, Air and Soil Pollution, 80:85-94.
- ALBERT, L.A. 1988. **Curso básico de toxicología ambiental**. 2 ed. México, D. F., Editorial Limusa. 311 p.
- ANDA AGUIRRE, A. 1986. **Zamora de Quito y el oro de Nambija**. Casa de la Cultura Ecuatoriana "Benjamín Carrión", Núcleo Loja. 143 p.
- BALDOCK, J.W. 1982. **Geología del Ecuador**. Quito - Ecuador. Instituto de Ciencias Geológicas, Londres. Dirección General de Geología y Minas. 70 p. (Boletín de la explicación del Mapa Geológico del Ecuador. Escala 1:1.000.000).
- BARROS, C. 1988. O perigo do garimpo. **Brasil Mineral**, 55: 46-48.
- BEZERRA, J.M.F. 1991. Estimativas de cargas de mercúrio liberadas para o meio ambiente por atividades industriais - caracterização de fontes. In: **Riscos e conseqüências do uso do mercúrio**. Rio de Janeiro, FINEP/CNPq, p. 91-109. Fotocópia.
- BMZ - Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania. 1995. **Guía de protección ambiental**. Tomo III. Eschborn - Alemania. Catálogo de Stándares Ambientales.
- BRÜMER, G.W. 1986. Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. In: BERNHARD, F.E.; BRINCKMAN, F.E.; SADLER, P.J. (ed.) **The importance of chemical "speciation" in environments processes**. Berlin, Heidelberg, Springer - Verlag, p. 170-191.
- CCREM - Canadian Council of Resource and Environment Ministers. 1987. **Canadian Water Quality Guidelines**.

- CETESB. 1997. **Estabelecimento de padrões de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo. 110 p. (Relatório Parcial).
- CHAKRAPANI, C.G.J. & SUBRAMANIAM, V. 1993. Heavy metals distribution and fractionation in sediments of the Mahanadi River basin, India. **Environmental Geology**, 22:80-87
- CODIGEM - Corporação de Desarrollo e Investigación Geológico-Minero-Metalúrgica. 1993. **Los Minerales en el Ecuador**. Quito. Edición: Dirección de Comunicación Social de la CODIGEM. 12 p. (Cartilla didáctica).
- DÁVILA, O. 1997. Exploración Geológica de las Minas de Nambija (Fase Preliminar). **Proyecto Nambija**. Loja - Ecuador. 20 p.
- DREVER, J.I. 1988. **The Geochemistry of natural waters**. 2. ed. New Jersey, Prentice - Hall. 437 p.
- ECOTOX TRESHOLD SOFTWARE. 1999. (On Line). **Software that calculates ecotox threshold for selected chemicals and can print out a table of ecotox threshold and their sources**, (citado em 27/05/99). Disponível em: <http://www.epa.gov/epahome/scidata.htm>.
- ECUADOR. Ministerio de Recursos Naturales y Energéticos. 1982. **Mapa geológico del Ecuador**. Quito. Escala 1:1.000.000.
- ECUADOR. Instituto Ecuatoriano de Minería (DGGM). 1989. **Mapa Geológico del Ecuador - Hoja Paquisha**. Quito. Escala 1:100.000.
- ECUADOR. Corporación de Desarrollo e Investigación Geológico-Minero-metalúrgica (CODIGEM). 1996. **Mapa Geológico del Ecuador - Hoja Zamora**. Quito. Escala 1:50.000.
- FARID, L.H. (Coordenador). 1992. **Diagnóstico preliminar dos impactos ambientais gerados por garimpos de ouro em Alta Floresta/MG: um estudo de caso**. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq. 33p
- FERREIRA, R.C.& APPEL, L.E. 1991. **Fontes e usos de mercúrio no Brasil**. Rio de Janeiro. CETEM/CNPq. 33 p. (Estudos e Documentos, 13).
- FIGUEREDO, E.M. 1990. Concentrações anômalas de metais pesados nas águas de alguns poços de Natal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 36, Natal, 1990. **Anais**. CDM. v. 2, p. 807-815.
- FÖRSTNER, U.W. 1990. Inorganic sediment. chemistry and elemental speciation. In: BAUDO, R.; GIASY, J.; MUNTAU, H. (eds.) **Sediments: chemistry and toxicity of in - place pollutants**. Bostom, Lewis Publishers, p. 61-105.

- FÖRSTNER, U.W. & WITTMANN, G.T.W. 1983. **Metal pollution in the aquatic environment**. 2. ed. Berlin, Springer -Verlag. 486 p.
- FRADES, J.P.G. 1979. Almaden mines and its research programmer on mercury pollution. **Mining Magazine**. December. 586-591.
- GALVÃO, L.A.C. & COREY, G.O. 1987. **Mercurio**. México, OPS. 82 p.
- GRAMBELL, R.P.; KHALID, R.A.; COLLAR, V. R.; REDDY, C.N.; PATRICK Jr., W.H. 1987. The effect of pH and redox potential on heavy metal chemistry in sediment water in sediment water system affecting toxic metal bio-availability. In: Dredging environmental effects and technology proceeding of wodcon VII. **Proceedings**. California. USA.
- HACON, S. 1993. Mercurio no meio ambiente: Os riscos para o homem. In: MERCÚRIO EM ÁREAS DE GARIMPOS DE OURO. Metepec, Estado de México - México. Centro Panamericano de Ecologia Humana e Saúde. Programa de Saúde Ambiental. Organização Panamericana da Saúde. OMS, p. 25-33. (Série Vigilancia, 12).
- HACON, S.; LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; CARVALHO, D. 1990. **Riscos e conseqüências do uso do mercúrio**. Rio de Janeiro: FINEP/CNPq. 314 p.
- HAWKES, H.E. & WEEB, J.S. 1962. **Geochemistry in mineral exploration**. New York, Harper and Row. 415 p.
- HERDOÍZA VELEZ, G. 1995. Tratamiento metalúrgico del oro (Plata). In: SEMINÁRIO Y CONVENCION INTERNACIONAL DE MINERÍA, 1., Loja - Ecuador. **Memorias**. UNL/FCYT. p. 70-78.
- HRUSCHKA, F. 1995. Pequena minería y medio ambiente. costos y beneficios In: SEMINÁRIO Y CONVENCION INTERNACIONAL DE MINERÍA, 1., Loja - Ecuador. **Memorias**. UNL/FCYT, p. 144-151.
- JARDIM, W.F. 1988. Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. **Ciência Hoje**, 41:78-79.
- JERNELÖV, A. 1973. A new biochemical pathway for the methylation of mercury and some ecological considerations. **Environ. Sci. Technol**, 7(8):712-718.
- JIMÉNEZ LUDENA, A. 1996. **Diagnóstico de la situación ambiental referida al mercúrio en la cuenca del Rio Nambija**. Loja - Ecuador. Universidad Técnica Particular de Loja. 110 p. (Tese de Licenciatura en Geología).
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. 1984. **Trace elements in soils and plants**. Florida. Boca Raton. 315p.

- KAISER, G. & TÖLG, G. 1980. Mercury In: HUTZINGER, O. (ed.) **The handbook of environmental geochemistry. Anthropogenic compounds.** v. 3, Parte A. Berlin, Springer - Verlag, p. 1-58.
- KRAUSKOPF, K.B. 1982. **Introduction to Geochemistry.** 2. ed. New York. Mc. Graw Hill. 617 p.
- LACERDA, L.D. 1990. Distribuição e comportamento do mercúrio no ambiente amazônico. In: SEMINÁRIO NACIONAL, Brasília, 1989. **Riscos e conseqüências do uso do mercúrio.** Rio de Janeiro, FINEP/ CNP, p. 70-79. Fotocópia.
- LACERDA, L.D.; RIBEIRO Jr., M.G.; SOUZA, M.; AYRES, G. 1996. **Distribuição de mercúrio em solos e sedimentos lacustres na região de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil.** Rio de Janeiro, UFF. (Inédito).
- LE CORRE, P. 1983. Dosage du carbone organique particulaire. In: AMINOT, A. & CHAUSSEPIED, M. **Manuel des Analyses Chimiques in Milieu Marin,** editores CNEXO, BREST FRANCE, p. 203-208.
- LEPELTIER, C. 1969. A simplified statistical treatment of geo-chemical data by graphical representation. **Econ. Geol.**, 64:538-550
- LITHERLAND, M.; ASPDEN, J.A.; BERMÚDEZ, R.; VITERI, F.; POZO, M. 1990. **La geología e potencial mineral de la Cordillera Real. (Un resumen de los resultados del Proyecto Geológico Cordillera Real, 1986-1990. Inemin-Misión Británica).** Quito, ODA/British Geological Survey. 116 p.
- LITHERLAND, M.; ASPDEN, J.A.; JEMELITA, R.A. 1994. **The metamorphic belts of Ecuador.** ODA/British Geological Survey, 147 p. (Overseas memoir 11).
- LÓPEZ RODRIGUEZ, F. & BELTRÁN ZAMBRANO, R. 1997. **La minería en el Parque Nacional Podocarpus (condiciones legales y ambientales).** Loja - Ecuador. Fundación Ecológica ARCOIRIS. 26 p.
- LOURIA, D.B. 1984. Envenenamento por metais traços. In: WINGAARDEN J.B., M.D. **Tratado de Medicina Interna.** 16a ed. Ed. Interamericana, p. 2251 - 2260.
- MALAVOLTA, E. 1994. **Micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos.** São Paulo: Produquímica. 140 p.
- MALDONADO, R.V. 1996. **Avaliação Geoquímica da Contaminação por Mercúrio dos Sedimentos de Correntes e Solos do Distrito Mineiro de Zaruma-Portovelo. República do Equador.** Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 90 p. (Tese de Mestrado).

- MALM, O. 1993. A poluição por mercúrio, uso de equipamentos antipoluentes, e uma avaliação da contaminação em áreas de garimpos de ouro na Amazônia. In: **CONSEQÜÊNCIAS DA GARIMPAGEM NO AMBITO SOCIAL E AMBIENTAL DA AMAZÔNIA**. Belém-PA, p. 113-130.
- MARTINELLI, L.A.; FERREIRA, J.R.; FORSBERG, B.R. 1988. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequence. **Ambio**. 17: 252-254.
- MELHOR, J.W. 1967. **Química Inorgânica Moderna**. Porto Alegre, Globo. 528 p.
- MITRA, S. 1986. **Mercury in the ecosystem**. Transtech Public Switzerland. 327 p.
- MOORE, J.W. & ROMAMOORTHY, S. 1984. **Heavy metal in natural waters. Applied monitoring and impact assessment**. New York. Springer - Verlag. 268 p.
- PALADINES, A. 1989. **Zonificación geotectónica e metalogénica del Ecuador**. Quito. Instituto Ecuatoriano de Minería. 192 p.
- PALADINES, A. & ROSERO, G. 1996. **Zonificación mineralogénica del Ecuador**. Quito. 146 p.
- PFEIFFER, W.C. 1992. Mercúrio a poluição dos garimpos. **Revista de Química Industrial**, 689:17-18.
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. 1988. Mercury inputs into de Amazon Region. Brazil. **Environm. Technol. Lett**, 9:325-330.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. 1989. Mercury concentrations in inland waters of Rondônia Amazon, Brazil. **Sci. Tot. Environment**, 87(88):233-240.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; SALOMONS, W.; MALM, O. 1993. Environment fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. **Environ. Ver.**, 1: 26-37
- PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.; LACERDA, L.; SILVEIRA, E. 1990. A ameaça do mercúrio nos garimpos. **Ciência hoje**, 11(61):10-12.
- PONCE ZAMBRANO, M. 1994. **Estudio del impacto ambiental en Nambija**. Quito. Universidad Central del Ecuador. Facultad de Ingeniería en Geología, Minas e Petróleo. Escuela de Minas. 143 p. (Tesis de Grado de Ingeniero de Minas).
- RAMOS, J.F.F. 1992. Garimpagem: Poluição química e física. In: OLIVEIRA, N. P. de (org.). **Meio ambiente qualidade de vida e desenvolvimento**. Belém. NUMA/ UFPA, p 59-74. (Universidade e Meio Ambiente, 2).

- REEVES, R.D. & BROOKS, R.R. 1978. **Trace element analysis of geological materials**. United States. A Wiley-Interscience Publication. 421 p. (Chemical Analysis, 51).
- RIBEIRO, R.F. 1979. **Um estudo sobre os metais pesados nos sedimentos recentes da Baía de Aratu (Ba)**, Bahia. Universidade Federal da Bahia. Programa de pesquisa e pós-Graduação em Geofísica. 84 p. (Tese de mestrado).
- RICHTHISARM. 1997. **Environmental study of de "Condomínios Nambija"**, 81 p. (Relatório técnico).
- RODRIGUES, R.M.; MASCARENHAS, A.F.S.; ICHIARA, A.H.; SOUZA, T.M.C.; BIDONE, E.D.; BELLA, V.; HACON, S.; SILVA, A.R.B.; BRAGA, J.B.P.; STILIANIDI, F.B. 1994. **Estudos dos impactos ambientais decorrentes do extrativismo mineral e poluição mercurial no Tapajós; pré-diagnóstico**. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq. 220 p.
- ROSS, S.M. 1994. **Metals in soil plant systems**. London. (ed.) John Wiley & Sons. 243 p. Chapter I. Sources and Forms of Potentially Toxic Metals in Soil Plant System.
- SALOMONS, W. & FÖRSTNER, U. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II: Evaluation of Environmental Impact. **Environmental Technology Letters**, 1:506-517.
- SALOMONS, W. & FÖRSTNER, U. 1984. **Metals in the hidrocicle**. Berling, Springer - Verlag. 349 p.
- SALOMONS, W.; FÖRSNERT, U.; MADER, P. 1995. **Heavy metals**. Berlín, Springer - Verlag. 352 p.
- SES - Swedish Enviromental Systems. 1999. **Monitoreo ambiental de las areas mineras en el sur del Ecuador 1996 - 1998**. UCP PRODEMINCA Proyecto MEM BIRF 36-55 ec. Quito - Ecuador. 214 p.
- SILVA P., A. 1993. Coleta de amostras em solos, sedimentos e águas de ambientes impactados por mercúrio. In: **MERCÚRIO EM ÁREAS DE GARIMPOS DE OURO**. Metepec, Estado de México - México. Centro Panamericano de Ecologia Humana e Saúde. Programa de Saúde Ambiental. Organização Panamericana da Saúde. OMS, p. 25-33. (Série Vigilancia, 12).
- SILVA P., A.; ALBUQUERQUE, GILDO S. A.; BARRETO, M. LAURA. 1995. **"The garimpo problem in the Amazon Region"**. Capítulo 21, p. 282-294. (ACS Symposium Series, Amerial Chemical Society).
- SILVA P., A.; SCHLEDER F., N.L.; PADUA, H.B.; VEIGA, M.; SILVA, G.D.; OLIVEIRA, E.F.; SILVA, E.C.; OZAKI, S.K. 1993. Mobilidade do mercúrio no Pantanal de Poconé. **Revista CETESB de Tecnologia Ambiente**, São Paulo. 7(1):52-56.

- SINCLAIR, A.J. 1974. Selection of threshold values in geo-chemical data using probability graphs. **Journal of Geochemical Exploration**, 3(2):129-149.
- SINGH, B.R. & STEINNES, E. 1994. Soil and water contamination por heavy metals. In: LAL, R. & STEWART, B.A. (ed.) **Advances in soil science: soil process and water quality**. USA: Lewis, p 233-237.
- TESSIER, S.; CAMPBELL, P.G.G.; BISSON, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Anal. Chem.**, 51(7):884-51
- TUREKIAN, K.K. & WEDEPOHL, K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. **Bull. Geol. Soc. Am**, 72: 175-192.
- UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN, Laboratoire de Traitment des Minerais. 1996. Consultoría de Geología y Minería (tomo 1). Consultoría en Tratamiento de Minerales (tomo 2). Consultoría de Medio Ambiente (tomo 3). **Nambija** (tomo 4).
- URE, A.M. & BERROW, M.L. (1982). The chemical constituents of soils. In: BOWEN, H.J.M. (ed) **Environmental Chemistry**. R Soc Chem, Burlington House, London 2:94-202.
- VALLE, C.E. 1995. **Qualidade Ambiental. O Desafio de Ser Competitivo Protegendo o Meio Ambiente**. São Paulo - Brasil. 117 p.
- VAN LOON, J.C. 1985. **Selected Methods of Trace metal Analysis: Biological and Environmental Samples**. Chemical Analysis. New York. (ed.) John Wiley & Sons.. v. 80. 357 p. Chapter 10. Soils and related samples.
- VEIGA, M.M. 1997. **Introducing New Technologies for Abatement of Global Mercury Pollution in Latin America**. Rio de Janeiro: UNIDO/UBC/CETEM/CNPq. 94 p.
- VEIGA, M.M.; FERNANDES, F.R.C.; FARID, L.H.; MACHADO, J.E.B.; SILVA, A.D.; LACERDA, L.D.; SILVA, A.P.; SILVA, E.C.; OLIVEIRA, E.F.; SILVA, G.D.; PÁDUA, H.B.; PEDROSO, L.R.M.; FERREIRA, N.L.S.; OSAKI, S.K.; MARINS, R.V.; IMBASSAHY, J.A.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R.; SOUZA, V.P. 1991. **Poconé: um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo**. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq. 113 p.
- VON BURG, R. & GREENWOOD, M. R. 1991. Merccury. In: MERIAN & THOMAS CLARKSON (ed.) **Metals and their Compounds in the Environment. Ocurrance, Analisys and Biological Relevance**. VCH, Weinheim, p. 971-1088.
- WHO - World Health Organization. 1984. **Guidelines for drinking - water quality**. Geneva, WHO. v. 1 e v. 2, p. 47-102.
- WHO - World Health Organization. 1989. **Environmental Health Criteria 86: Mercury - Environmental Aspects**. Geneva, WHO. 150 p.

WOTRUBA, H.; HRUSCHKA, F.; HENTSCHEL, T.; PRIESTER, M. 1998. **Manejo Ambiental en la Pequeña Minería**. La Paz - Bolivia. 302 p.

ANEXOS

ANEXO A. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

PONTO DE AMOSTRAGEM	AMOSTRA	MAPA TOPOG.	COORDENADAS		DRENAGEM
			UTM-NORTE	UTM-LESTE	
M1	3611 - Sd	Zamora	9550000	746700	Riacho Nambija
M1	3612 - S	Zamora	9550000	746700	Riacho Nambija
M2	3613 - Sd	Zamora	9549800	746450	Q. 1
M3	3614 - Sd	Zamora	9549250	745450	Q. 2
M3	3615 - S	Zamora	9549250	745450	Q. 2
M4	3616 - Sd	Zamora	9549740	745390	Q. Tierrero II
M5	3617 - Sd	Zamora	9549690	745220	Riacho Nambija
M6	3618 - Sd	Zamora	9549850	744300	Q. 3
M6	3619 - S	Zamora	9549850	744300	Q. 3
M7	3620 - Sd	Zamora	9550000	744250	Riacho Nambija
M7	3621 - S	Zamora	9550000	744250	Riacho Nambija
M8	3622 - Sd	Zamora	9550400	743550	Riacho Nambija
M8	3623 - S	Zamora	9550400	743550	Riacho Nambija
M9	3624 - Sd	Zamora	9550300	743100	Riacho Nambija
M9	3625 - S	Zamora	9550300	743100	Riacho Nambija
M10	3626 - Sd	Zamora	9550600	742900	Dren N - S
M10	3627 - S	Zamora	9550600	742900	Dren N - S
M11	3628 - Sd	Zamora	9550350	742500	Riacho Nambija
M12	3629 - Sd	Zamora	9550350	742250	Riacho Nambija
M12	3630 - S	Zamora	9550350	742250	Riacho Nambija
M13	3631 - Sd	Zamora	9548700	742300	Rio Nambija
M13	3632 - S	Zamora	9548700	742300	Rio Nambija
M14	3633 - Sd	Zamora	9549050	742650	Rio Nambija
M14	3634 - S	Zamora	9549050	742650	Rio Nambija
M15	3635 - Sd	Zamora	9549450	742970	Riacho de Fierro
M15	3636 - S	Zamora	9549450	742970	Riacho de Fierro
M16	3637 - Sd	Zamora	9549800	742650	Rio Nambija
M16	3638 - S	Zamora	9549800	742650	Rio Nambija
M17	3639 - Sd	Zamora	9550050	742250	Rio Nambija
M17	3640 - S	Zamora	9550050	742250	Rio Nambija
M18	3641 - Sd	Zamora	9550000	741900	Riacho del Oro
M18	3642 - S	Zamora	9550000	741900	Riacho del Oro
M19	3643 - Sd	Zamora	9550600	742060	Rio Nambija
M19	3644 - S	Zamora	9550600	742060	Rio Nambija
M20	3645 - Sd	Zamora	9551400	741760	Rio Nambija
M20	3646 - S	Zamora	9551400	741760	Rio Nambija
M21	3647 - Sd	Zamora	9552100	741800	Rio Nambija
M21	3648 - Sd	Zamora	9552100	741800	Rio Nambija
M22	3649 - Sd	Zamora	9552800	741500	Rio Nambija
M23	3650 - Sd	Zamora	9553550	741520	Rio Nambija
M24	3651 - Sd	Zamora	9554300	741700	Rio Nambija

ANEXO A. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM (CONTINUAÇÃO)

PONTO DE AMOSTRAGEM	AMOSTRA	MAPA TOPOG.	COORDENADAS		DRENAGEM
			UTM-NORTE	UTM-LESTE	
M24	3652 - S	Zamora	9554300	741700	Rio Nambija
M25	3653 - Sd	Zamora	9554350	742950	Riacho Cambana
M25	3654 - S	Zamora	9554350	742950	Riacho Cambana
M26	3655 - Sd	Zamora	9554700	742300	Riacho Cambana
M26	3656 - S	Zamora	9554700	742300	Riacho Cambana
M27	3657 - Sd	Zamora	9555300	741750	Rio Nambija
M27	3658 - S	Zamora	9555300	741750	Rio Nambija
M28	3659 - Sd	Zamora	9556000	741600	Rio Nambija
M28	3660 - S	Zamora	9556000	741600	Rio Nambija
M29	3661 - Sd	Zamora	9556350	742000	Riacho Cumay
M29	3662 - S	Zamora	9556350	742000	Riacho Cumay
M30	3663 - Sd	Zamora	9556700	741600	Rio Nambija
M30	3664 - S	Zamora	9556700	741600	Rio Nambija
M31	3665 - Sd	Zamora	9557400	741650	Rio Nambija
M31	3666 - S	Zamora	9557400	741650	Rio Nambija
M32	3667 - Sd	Zumbi	9558050	741650	Rio Nambija
M32	3668 - S	Zumbi	9558050	741650	Rio Nambija
M33	3669 - Sd	Zumbi	9558550	741500	Rio Nambija
M33	3670 - S	Zumbi	9558550	741500	Rio Nambija
M34	3671 - Sd	Zumbi	9558600	742000	Riacho Namacuntza
M34	3672 - S	Zumbi	9558600	742000	Riacho Namacuntza
M35	3673 - Sd	Zumbi	9559500	740800	Rio Nambija
M35	3674 - S	Zumbi	9559500	740800	Rio Nambija
M36	3675 - Sd	Zumbi	9560150	740200	Rio Nambija
M36	3676 - S	Zumbi	9560150	740200	Rio Nambija
M37	3677 - Sd	Zumbi	9561000	739700	Rio Nambija
M37	3678 - S	Zumbi	9561000	739700	Rio Nambija
M38	3679 - Sd	Zumbi	9561800	739500	Rio Nambija
M38	3680 - S	Zumbi	9561800	739500	Rio Nambija
M39	3681 - Sd	Zumbi	9562100	738750	Rio Zamora
M40	3682 - Sd	Zumbi	9563400	739800	Rio Zamora
M41	3601 - R	Zamora	9549500	745200	Nambija
M42	3602 - R	Zamora	9549500	745150	Nambija
M43	3603 - R	Zamora	9549480	745200	Nambija
M44	3604 - R	Zamora	9549469	745190	Nambija
M45	3605 - R	Zamora	9549500	745250	Nambija
M46	3606 - R	Zamora	9549650	745250	Nambija
M47	3607 - R	Zamora	9549690	745140	Nambija
M48	3608 - R	Zamora	9549710	745140	Nambija
M49	3609 - R	Zamora	9549710	745290	Nambija
M50	3610 - R	Zamora	9549710	745390	Nambija

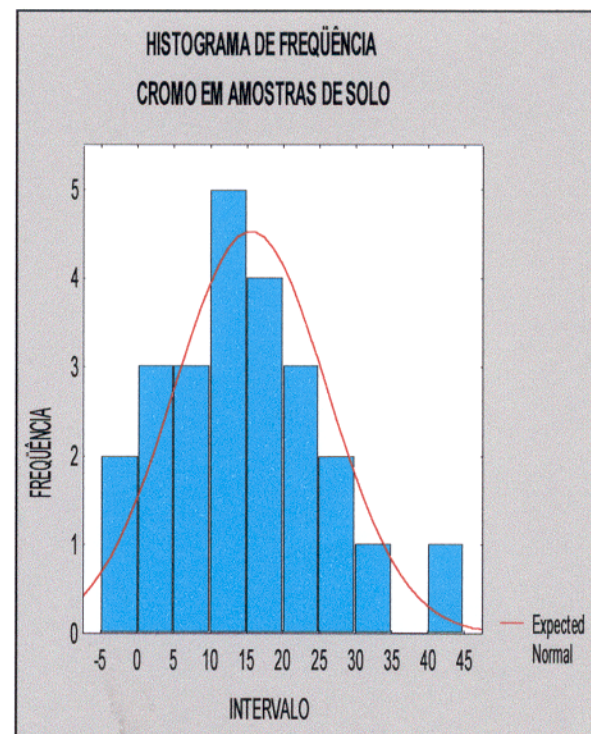
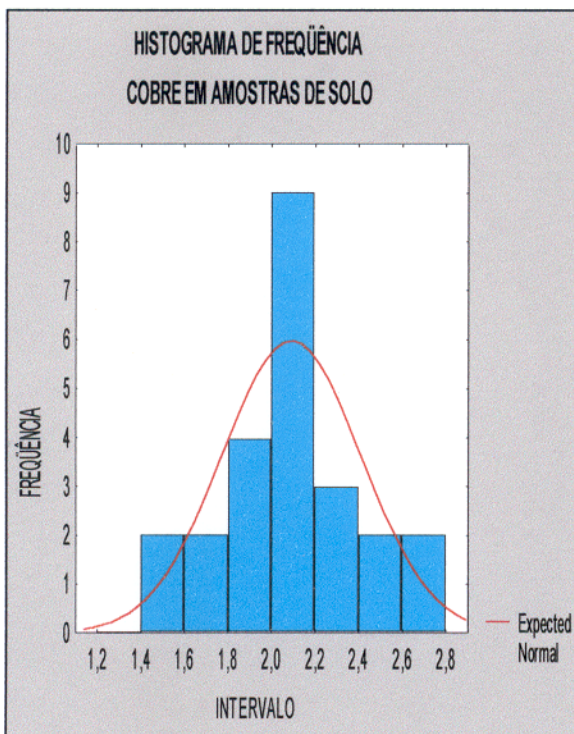
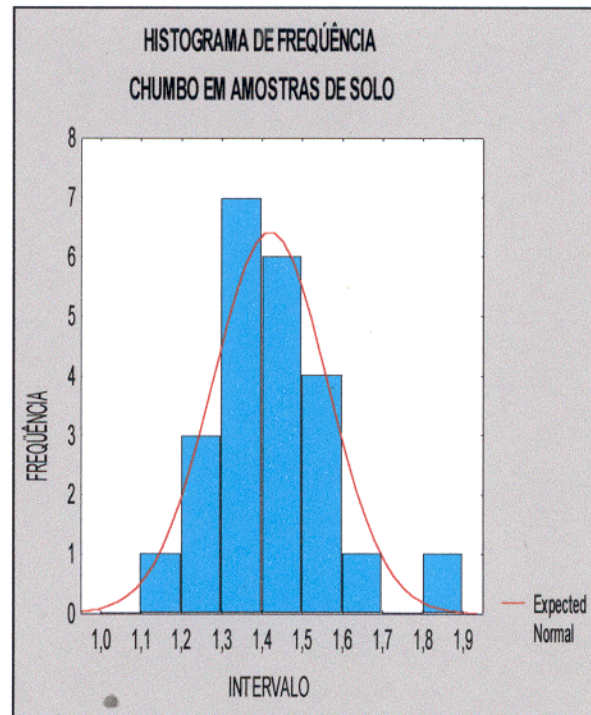
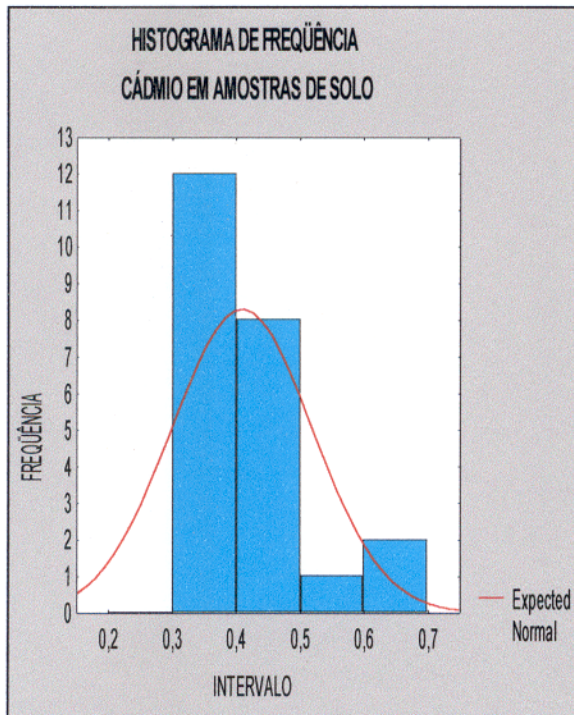
ANEXO B. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL
EM AMOSTRAS DE SOLO

PONTO DE AMOSTRAGEM	AMOSTRA	LOCALIZAÇÃO	CONCENTRAÇÃO (µg/g)		
			A	B	MÉDIA
M1	3612 - S	Riacho Nambija	1,127	1,082	1,104
M3	3615 - S	Q. 2	4,721	4,870	4,795
M6	3619 - S	Q. 3	0,685	0,644	0,664
M7	3621 - S	Riacho Nambija	5,663	5,400	5,531
M8	3623 - S	Riacho Nambija	2,515	2,364	2,439
M9	3625 - S	Riacho Nambija	2,729	2,889	2,809
M10	3627 - S	Q. N - S	1,510	1,440	1,475
M12	3630 - S	Riacho Nambija	1,730	1,546	1,638
M13	3632 - S	Rio Nambija	0,174	0,228	0,201
M14	3634 - S	Rio Nambija	0,537	0,669	0,603
M15	3636 - S	Riacho de Fierro	0,799	0,888	0,843
M16	3638 - S	Rio Nambija	1,982	1,855	1,918
M17	3640 - S	Rio Nambija	1,240	1,117	1,178
M18	3642 - S	Riacho del Oro	0,554	0,580	0,567
M19	3644 - S	Rio Nambija	0,215	0,311	0,263
M20	3646 - S	Rio Nambija	0,512	0,558	0,535
M21	3648 - S	Rio Nambija	4,519	4,023	4,271
M24	3652 - S	Rio Nambija	0,307	0,426	0,733
M25	3654 - S	Riacho Cambana	0,758	0,778	0,768
M26	3656 - S	Riacho Cambana	2,416	2,079	2,247
M27	3658 - S	Rio Nambija	0,858	0,962	0,910
M28	3660 - S	Rio Nambija	0,757	0,711	0,734
M29	3662 - S	Riacho Cumay	0,819	0,886	0,852
M30	3664 - S	Rio Nambija	1,848	1,726	1,787
M31	3666 - S	Rio Nambija	0,760	0,891	0,825
M32	3668 - S	Rio Nambija	0,598	0,763	0,680
M33	3670 - S	Rio Nambija	2,396	2,098	2,247
M34	3672 - S	Riacho Namacuntza	1,136	1,011	0,736
M35	3674 - S	Rio Nambija	1,992	1,716	1,854
M36	3676 - S	Rio Nambija	0,544	0,531	0,537
M37	3678 - S	Rio Nambija	0,399	0,440	0,419
M38	3680 - S	Rio Nambija	1,078	1,076	1,077

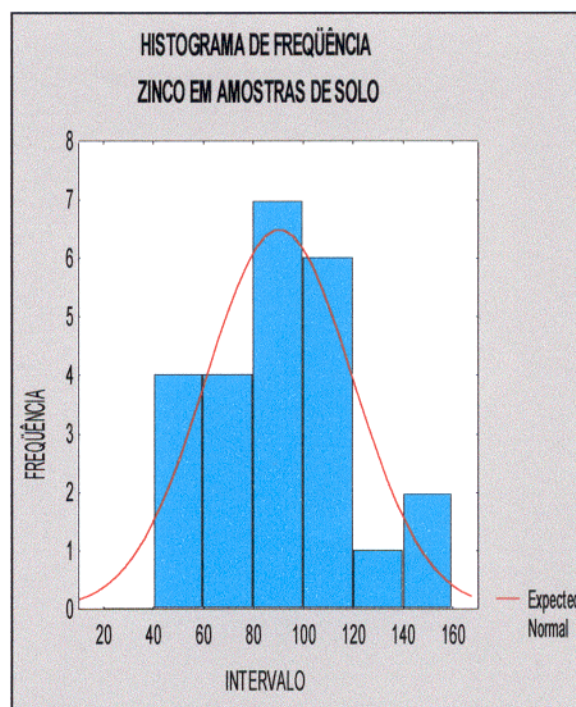
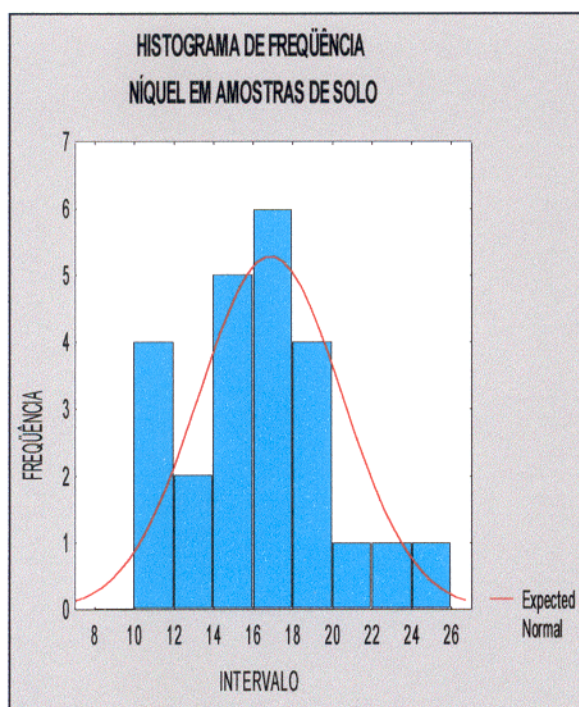
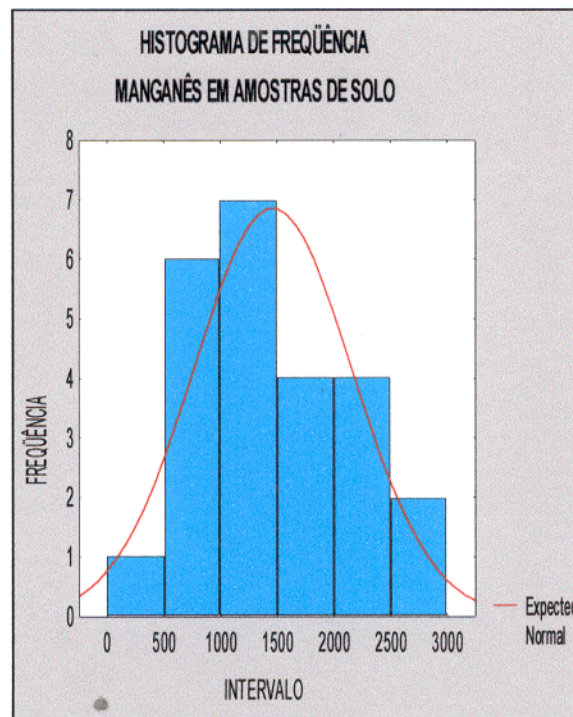
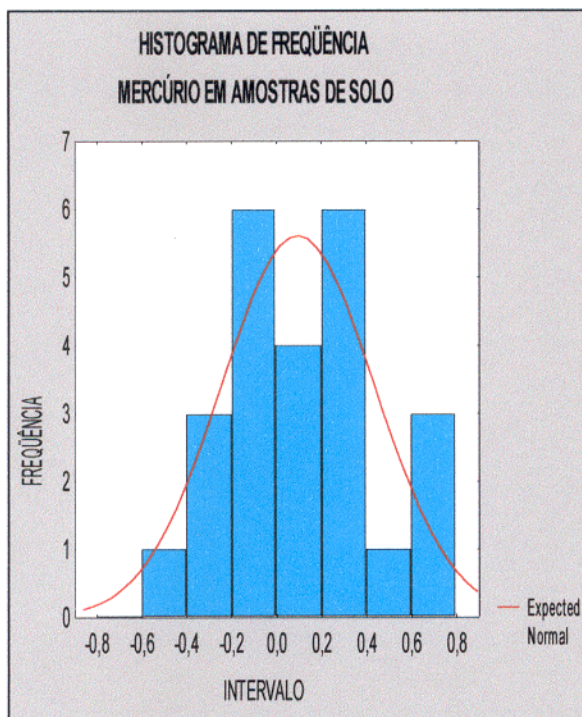
ANEXO C. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL
EM AMOSTRAS DE SEDIMENTO

PONTO DE AMOSTRAGEM	AMOSTRA	LOCALIZAÇÃO	CONCENTRAÇÃO (µg/g)		
			A	B	MÉDIA
M1	3611 - Sd	Riacho Nambija	2,490 ^o	2,310	2,400
M2	3613 - Sd	Q. 1	1,800	1,496	1,648
M3	3614 - Sd	Q. 2	8,512	8,346	8,429
M4	3616 - Sd	Q. Tierrero II	2,392	2,535	2,463
M5	3617 - Sd	Riacho Nambija	21,332	21,221	21,276
M6	3618 - Sd	Q. 3	1,600	1,427	1,513
M7	3620 - Sd	Riacho Nambija	4,817	4,762	4,789
M8	3622 - Sd	Riacho Nambija	7,434	7,030	7,232
M9	3624 - Sd	Riacho Nambija	4,641	4,413	4,527
M10	3626 - Sd	Q. N - S	9,395	9,175	9,285
M11	3628 - Sd	Riacho Nambija	5,706	6,179	5,942
M12	3629 - Sd	Riacho Nambija	3,299	3,912	3,605
M13	3631 - Sd	Rio Nambija	0,165	0,147	0,156
M14	3633 - Sd	Rio Nambija	0,200	0,180	0,190
M15	3635 - Sd	Riacho de Fierro	0,641	0,675	0,658
M16	3637 - Sd	Rio Nambija	0,800	0,663	0,731
M17	3639 - Sd	Rio Nambija	1,252	1,001	1,126
M18	3641 - Sd	Riacho del Oro ●	0,937	0,911	0,924
M19	3643 - Sd	Rio Nambija	0,762	0,743	0,752
M20	3645 - Sd	Rio Nambija	0,936	0,706	0,821
M21	3647 - Sd	Rio Nambija	1,281	1,302	1,291
M22	3649 - Sd	Rio Nambija	1,840	1,742	1,791
M23	3650 - Sd	Rio Nambija	2,687	2,864	2,775
M24	3651 - Sd	Rio Nambija	2,075	2,403	2,239
M25	3653 - Sd	Riacho Cambana	0,814	0,864	0,839
M26	3655 - Sd	Riacho Cambana	1,027	1,005	1,016
M27	3657 - Sd	Rio Nambija	2,144	2,319	2,231
M28	3659 - Sd	Rio Nambija	1,791	1,736	1,763
M29	3661 - Sd	Riacho Cumay	0,674	0,835	0,754
M30	3663 - Sd	Rio Nambija	1,612	1,733	1,672
M31	3665 - Sd	Rio Nambija	1,658	1,071	1,364
M32	3667 - Sd	Rio Nambija	1,628	1,751	1,689
M33	3669 - Sd	Rio Nambija	1,141	1,025	1,083
M34	3671 - Sd	Riacho Namacuntza	0,200	0,271	0,235
M35	3673 - Sd	Rio Nambija	1,023	1,172	1,097
M36	3675 - Sd	Rio Nambija	0,865	0,859	0,862
M37	3677 - Sd	Rio Nambija	1,004	1,444	1,224
M38	3679 - Sd	Rio Nambija	1,314	1,349	1,331
M39	3681 - Sd	Rio Zamora	0,486	0,599	0,542
M40	3682 - Sd	Rio Zamora	1,057	0,864	0,960

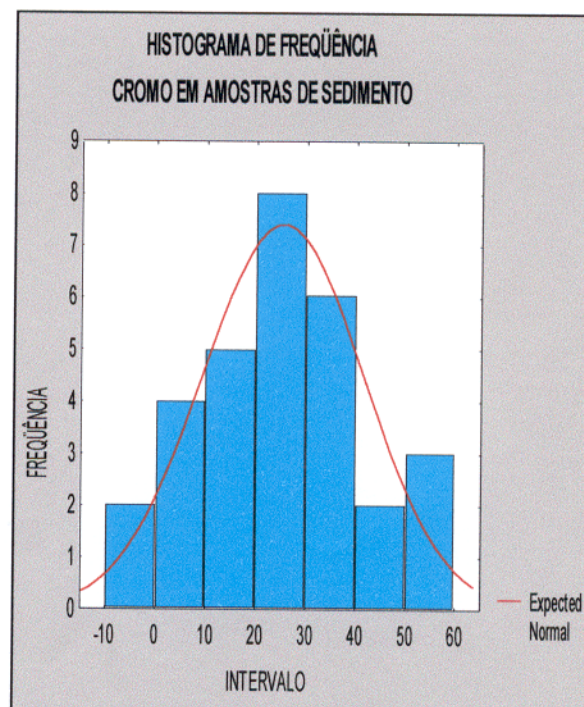
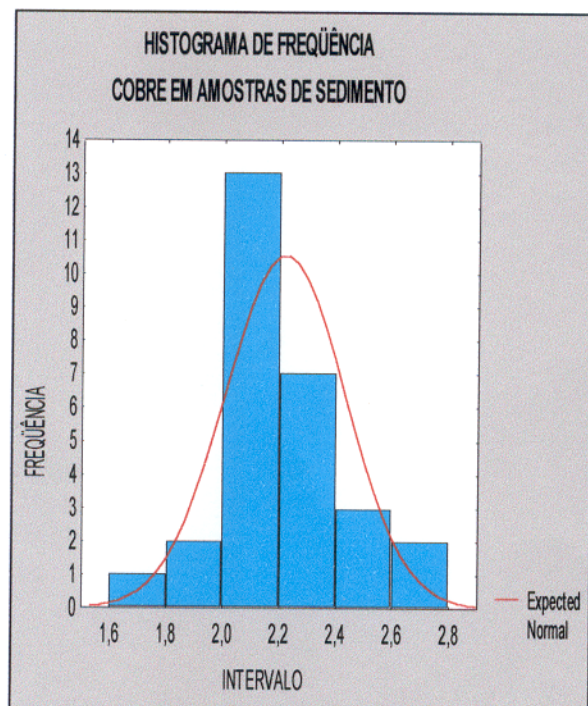
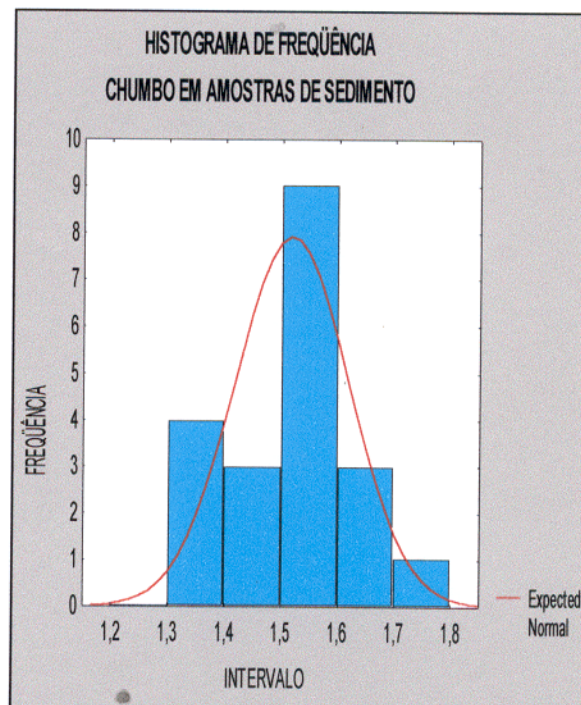
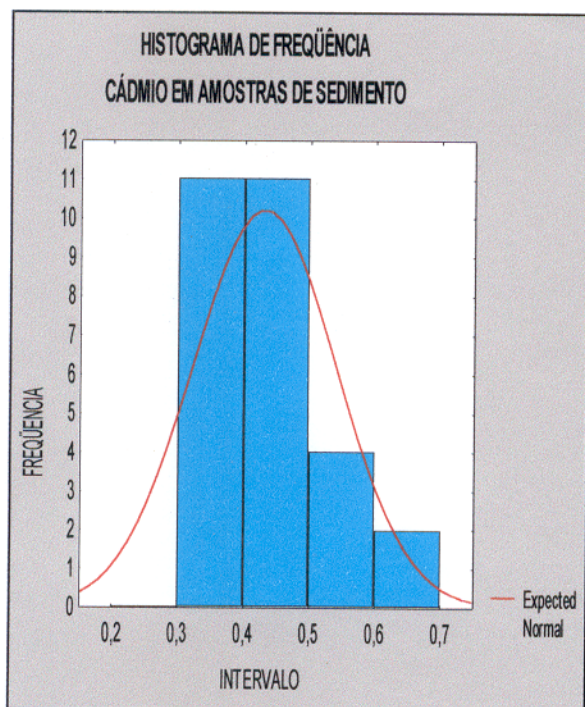
ANEXO D. DIAGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO E HISTOGRAMAS DE FREQUÊNCIA
 PARA OS METAIS CÁDMIO, CHUMBO, COBRE E CROMO
 EM AMOSTRAS DE SOLO



ANEXO E. DIAGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO E HISTOGRAMAS DE FREQUÊNCIA
 PARA OS METAIS MERCÚRIO, MANGANÊS, NÍQUEL E ZINCO
 EM AMOSTRAS DE SOLO



ANEXO F. DIAGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO E HISTOGRAMAS DE FREQUÊNCIA
 PARA OS METAIS CÁDMIO, CHUMBO, COBRE E CROMO
 EM AMOSTRAS DE SEDIMENTO



ANEXO G. DIAGRAMAS DE DISTRIBUIÇÃO E HISTOGRAMAS DE FREQUÊNCIA
 PARA OS METAIS MERCÚRIO, MANGANÊS, NÍQUEL E ZINCO
 EM AMOSTRAS DE SEDIMENTO

