IVO TORRES DE ALMEIDA

**A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA POR MATERIAL
PARTICULADO NA MINERAÇÃO A CÉU ABERTO**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de Mestre
em Engenharia.

SÃO PAULO

1999

IVO TORRES DE ALMEIDA

**A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA POR MATERIAL
PARTICULADO NA MINERAÇÃO A CÉU ABERTO**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de Mestre
em Engenharia.

Área de concentração:
Engenharia Mineral

Orientador:
Prof. Dr. Sérgio Médici de Eston

SÃO PAULO

1999

Almeida, Ivo Torres de

A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto.

São Paulo, 1999.

194 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Departamento de Engenharia de Minas.

1. Mineração - Controle ambiental. 2. Engenharia ambiental. 3. Ar - Poluição.

I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Minas. II. t.

No estudo das ciências, também, devemos obter conhecimento do Criador. Toda verdadeira ciência não é senão uma interpretação da escrita de Deus no mundo material. A ciência traz de suas pesquisas apenas novas provas da sabedoria e poder de Deus. Corretamente entendidos, tanto o livro da Natureza como a Palavra escrita, nos familiarizam com Deus, ensinando-nos algo das sábias e benfazejas leis mediante as quais Ele opera.

ELLEN G. WHITE

Aos meus pais

José e Esther

AGRADECIMENTOS

Ao Deus Eterno, criador e mantenedor de todas as coisas.

À FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelo financiamento desta pesquisa.

Aos meus orientadores prof. Dr. Sérgio Médici de Eston e prof. Dr. João Vicente de Assunção, pela valiosa orientação e direcionamento deste trabalho. Muito obrigado.

Aos meus pais, pela oportunidade que me deram de até aqui poder chegar, bem como a toda minha família, irmãos e irmãs.

Às empresas de mineração de grande e pequeno porte, a chefia do Departamento de Engenharia de Minas e as diretorias da Escola de Educação Física, da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, do Instituto Oceanográfico e do Museu de Arqueologia e Etnologia, por terem permitido a realização das amostragens.

Ao prof. Dr. Luis Enrique Sánchez, pela disposição e contribuição prestadas.

Ao Laboratório de Caracterização Tecnológica - LCT, na pessoa do prof. Dr. Henrique Kahn. Aos estagiários Felipe e Izabel, e a funcionária Dora pela preparação das amostras e análises realizadas.

À Dra. Giuliana Ratti, pelas análises químicas, bem como pelo envolvimento e dedicação a este trabalho e também por ter andado a 2º milha.

À Maria Cristina Martinez Bonesio, Cris para os amigos, obrigado pelas inúmeras dicas e pela revisão da bibliografia, além é claro dos “altos papos” nas horas de almoço.

Ao Wilson Acquaviva pelas instruções quanto a operação e calibração dos amostradores (Hi-vols).

Ao geólogo Roberto Tadanobu Nakamura e ao Eng. de Minas Marcio Bacchi.

Aos amigos do LACASEMIN, Ana Cristina, Eloy, Gabriela, Márcia, Nilson, Rubens e Wilson, pelo apóio e troca de idéias.

Às colegas Aninha, Célia, Gabi e Priscila pelos toques na elaboração dos textos dos relatórios, da qualificação e da dissertação.

Aos professores, pós-graduandos, funcionários e a secretaria da EPUSP/PMI. Aos colegas do Curso de Especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho.

Ao Grupo Perfil, pela amizade e convívio.

A todos aqueles que de uma maneira ou de outra colaboraram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Lista de figuras	
Lista de fotos	
Lista de tabelas	
Lista de abreviaturas e siglas	
Resumo	
“Abstract”	
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Conceituação do tema	1
1.2 Proposta de trabalho	1
1.3 Justificativa	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	10
3.1 A atmosfera	10
3.2 Classificação dos poluentes atmosféricos	12
3.3 Fontes de poluição atmosférica	13
3.4 Principais poluentes atmosféricos	14
3.4.1 Gases	14
3.4.1.1 Óxidos de carbono	15
3.4.1.2 Compostos de enxofre	15
3.4.1.3 Compostos de nitrogênio	16
3.4.1.4 Hidrocarbonetos	16
3.4.1.5 Oxidantes fotoquímicos	17

3.4.2 Material particulado	17
3.5 Efeitos da poluição atmosférica	17
3.5.1 Efeitos sobre a saúde humana	18
3.5.2 Efeitos sobre a vegetação	18
3.5.3 Efeitos sobre a fauna	18
3.5.4 Efeitos sobre os materiais	19
3.6 Controle da poluição atmosférica	19
4. MATERIAL PARTICULADO	20
4.1 Conceitos	20
4.2 Classificação e fontes	20
4.3 Tamanho das partículas	22
4.3.1 Diâmetro equivalente	22
4.3.2 Distribuição granulométrica	24
4.4 Composição química	30
5. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	32
5.1 Legislações internacionais	32
5.2 Legislações nacionais	33
5.2.1 Legislação americana	33
5.2.1.1 Histórico recente	33
5.2.1.2 Estrutura do <i>Clean Air Act</i>	36
5.2.1.3 Padrões americanos de qualidade do ar	36
5.2.2 Legislação brasileira	38
5.2.2.1 Histórico recente	38

5.2.2.2 Padrões de qualidade do ar	43
5.2.2.3 Padrões brasileiros de qualidade do ar	43
6. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR	48
6.1 Conceitos	48
6.2 Objetivos	49
6.2.1 Aplicação dos dados	49
6.2.1.1 Natureza e magnitude	50
6.2.1.2 Tendências	50
6.2.1.3 Padrões de qualidade	50
6.2.2 Precisão e exatidão	50
6.2.3 Fontes inerentes de erro	51
6.2.3.1 Variação do fluxo de ar	51
6.2.3.2 Medição do volume de ar	52
6.2.3.3 Perda de voláteis	52
6.2.3.4 Material particulado artificial	52
6.2.3.5 Umidade	52
6.2.3.6 Manuseio do filtro	53
6.2.3.7 Material particulado não amostrado	53
6.2.3.8 Erros no uso do programador de tempo	53
6.2.3.9 Recirculação da exaustão do amostrador	53
6.2.3.10 Sensibilidade à direção e à velocidade do vento	54
6.3 Métodos de amostragem	54
6.3.1 Método do amostrador de grande volume	55
6.3.2 Método do amostrador de médio volume	56

6.3.3 Método do amostrador de baixo volume	57
6.3.4 Método do classificador de aerossóis de amplo alcance	57
6.4 Métodos de análise	57
6.4.1 Determinação da massa	58
6.4.1.1 Gravimetria	58
6.4.1.2 Radiometria / Atenuação β	59
6.4.1.3 Refletância / <i>Black Smoke</i>	59
6.4.1.4 Nefelometria / Espalhamento de luz	60
6.4.2 Caracterização física	60
6.4.2.1 Peneiramento	61
6.4.2.2 Classificação em meio fluido	62
6.4.2.3 Sedimentação	62
6.4.2.4 Microscopia	63
6.4.2.5 Interferência de campo	64
6.4.3 Caracterização química	65
6.4.3.1 Espectrometria de fluorescência de raios-x (XRF)	66
6.4.3.2 Análise por ativação de neutrons (NAA)	66
6.4.3.3 Emissão de raios-x por partículas induzidas (PIXE)	67
6.4.3.4 Espectrometria de absorção atômica (AAS)	67
6.4.3.5 Espectrometria de emissão atômica por plasma induzido (ICP-AES)	68
6.4.3.6 Espectrometria de massa por plasma induzido (ICP-MS)	68
6.4.3.7 Cromatografia iônica (IC)	69
7. PARÂMETROS METEOROLÓGICOS	70

7.1 Importância	70
7.2 Influência	70
7.3 Dispersão de poluentes	71
7.3.1 Ventos	71
7.3.2 Turbulência	72
7.3.3 Inversão térmica	72
7.3.4 Estabilidade atmosférica	72
7.3.5 Índices pluviométricos	73
8. METODOLOGIA	74
8.1 Coleta de dados	74
8.1.1 Instrumentação	74
8.1.1.1 Amostrador de grande volume (Hi-vol)	75
8.1.1.2 Filtros	79
8.1.1.3 Calibrador padrão de vazão (CPV)	84
8.1.1.4 Balança analítica	85
8.1.1.5 Barômetro	85
8.1.1.6 Termômetro	86
8.1.2 Programa de amostragem	86
8.1.2.1 Operação	86
8.1.2.2 Calibração	88
8.1.3 Estratégia de amostragem	96
8.1.3.1 Mineração de grande porte – Mina	96
8.1.3.2 Mineração de pequeno porte – Pedreira	97
8.1.3.3 Área urbana – Campus da USP/SP	98

8.2	Análise de dados	99
8.2.1	Cálculo de concentração de PTS	100
8.2.1.1	Determinação da massa de particulado	100
8.2.1.2	Determinação da vazão média	100
8.2.1.3	Cálculo do volume de ar	100
8.2.1.4	Cálculo da concentração de PTS	101
8.2.2	Determinação da distribuição granulométrica	101
8.2.3	Análise química qualitativa e semi-quantitativa	102
9.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	103
9.1	Concentrações de PTS	103
9.1.1	Mineração de grande porte – Mina	103
9.1.2	Mineração de pequeno porte – Pedreira	109
9.1.3	Área urbana – Campus da USP/SP	115
9.2	Distribuição granulométrica	117
9.2.1	Mineração de grande porte – Mina	117
9.2.2	Mineração de pequeno porte – Pedreira	119
9.2.3	Área urbana – Campus da USP/SP	121
9.3	Análise qualitativa e semi-quantitativa	125
9.3.1	Mineração de grande porte – Mina	125
9.3.2	Mineração de pequeno porte – Pedreira	127
9.3.3	Área urbana – Campus da USP/SP	130
10.	CONCLUSÕES	133

ANEXOS

Anexo A – Fotos dos pontos de amostragem na mina	137
Anexo B – Fotos dos pontos de amostragem na pedreira	143
Anexo C – Fotos dos pontos de amostragem no Campus USP/SP	148
Anexo D – Certificados das análises física e química	154

BIBLIOGRAFIA

Referências bibliográficas	184
Bibliografia consultada	187

Lista de figuras

Figura 4.1	- Principais fontes primárias de material particulado.	21
Figura 4.2	- Dependência das definições de diâmetro equivalente em função das propriedades e do comportamento das partículas.	23
Figura 4.3	- Diâmetros equivalentes utilizados na determinação do tamanho de partículas.	24
Figura 4.4	- Distribuição bimodal do MPS baseado na concentração em massa.	25
Figura 4.5	- Esquema de uma distribuição granulométrica típica para MPS.	26
Figura 4.6	- Convenção para partículas respiráveis, torácicas e inaláveis em função da % de PTS.	30
Figura 5.1	- Estrutura hierárquica da legislação internacional (Europa).	32
Figura 6.1	- Métodos de medida de tamanho de partículas.	61
Figura 8.1	- Conjunto amostrador, dispositivos auxiliares e casinhola.	75
Figura 8.2	- Conjunto porta filtro / motor-aspirador.	76
Figura 8.3	- Direção do fluxo de ar dentro da casinhola.	77
Figura 8.4	- Exemplos de dispositivos indicadores de vazão.	78
Figura 8.5	- O efeito da umidade relativa sobre o peso de filtros de fibra de vidro a 24 °C.	83
Figura 8.6	- O efeito da umidade relativa sobre o peso do material particulado a 24 °C.	83
Figura 8.7	- Calibrador padrão de vazão tipo orifício e placas de resistência.	84
Figura 8.8	- Câmara de pesagem.	85
Figura 8.9	- Formulário de amostragem para o amostrador de grande volume.	88
Figura 8.10	- Kit de calibração do calibrador padrão de vazão.	89
Figura 8.11	- Formulário de calibração para o calibrador padrão de vazão.	92
Figura 8.12	- Calibrador padrão de vazão acoplado ao Hi-vol.	93
Figura 8.13	- Formulário de calibração para o amostrador de grande volume.	96
Figura 9.1	- Concentrações de PTS para 1º Série / Mina.	104
Figura 9.2	- Concentrações de PTS para 2º Série / Mina.	106
Figura 9.3	- Concentrações de PTS para 3º Série / Mina.	107
Figura 9.4	- Concentrações de PTS para 4º Série / Mina.	109

Figura 9.5 - Concentrações de PTS para 1º Série / Pedreira.	110
Figura 9.6 - Concentrações de PTS para 2º Série / Pedreira.	112
Figura 9.7 - Concentrações de PTS para 3º Série / Pedreira.	113
Figura 9.8 - Concentrações de PTS para 4º Série / Pedreira.	114
Figura 9.9 - Concentrações de PTS para Campus da USP/SP.	116
Figura 9.10 - Distribuição granulométrica do MPS / Mina.	119
Figura 9.11 - Distribuição granulométrica do MPS / Pedreira.	121
Figura 9.12 - Distribuição granulométrica do MPS / Campus da USP/SP.	123
Figura 9.13 - Distribuição granulométrica média do MPS.	124
Figura 9.14 - Análise qualitativa e semi-quantitativa do MPS / Mina.	126
Figura 9.15 - Comparação entre a composição química do calcário e a do MPS.	127
Figura 9.16 - Análise qualitativa e semi-quantitativa do MPS / pedreira.	129
Figura 9.17 - Comparação entre a composição química do granito e a do MPS.	130
Figura 9.18 - Análise qualitativa e semi-quantitativa do MPS / Campus USP/SP.	132

Lista de fotos

Foto 1	- Local de amostragem do ponto A - Mina	138
Foto 2	- Vista da localização do ponto A de amostragem - Mina	138
Foto 3	- Hi-vol em amostragem no ponto B - Mina	139
Foto 4	- Hi-vol em amostragem no ponto B - Mina	139
Foto 5	- Hi-vol em amostragem no ponto C - Mina	140
Foto 6	- Hi-vol em amostragem no ponto C - Mina	140
Foto 7	- Local de amostragem do ponto D - Mina	141
Foto 8	- Vista da localização do ponto D de amostragem - Mina	141
Foto 9	- Hi-vol em amostragem no ponto E - Mina	142
Foto 10	- Hi-vol em amostragem no ponto E - Mina	142
Foto 11	- Local de amostragem do ponto A - Pedreira	144
Foto 12	- Vista da localização do ponto A de amostragem - Pedreira	144
Foto 13	- Local de amostragem do ponto B - Pedreira	145
Foto 14	- Vista da localização do ponto B de amostragem - Pedreira	145
Foto 15	- Hi-vol em amostragem no ponto C - Pedreira	146
Foto 16	- Vista da localização do ponto C de amostragem - Pedreira	146
Foto 17	- Hi-vol em amostragem no ponto D - Pedreira	147
Foto 18	- Vista da localização do ponto D de amostragem - Pedreira	147
Foto 19	- Hi-vol em amostragem no ponto A (PMI) – Campus USP/SP	149
Foto 20	- Hi-vol em amostragem no ponto A (PMI) – Campus USP/SP	149
Foto 21	- Hi-vol em amostragem no ponto B (EEFE) – Campus USP/SP	150
Foto 22	- Hi-vol em amostragem no ponto B (EEFE) – Campus USP/SP	150
Foto 23	- Local de amostragem do ponto C (FMVZ) – Campus USP/SP	151
Foto 24	- Vista da localização do ponto C (FMVZ) - Campus USP/SP	151
Foto 25	- Hi-vol em amostragem no ponto D (MAE) – Campus USP/SP	152
Foto 26	- Hi-vol em amostragem no ponto D (MAE) – Campus USP/SP	152
Foto 27	- Hi-vol em amostragem no ponto E (IO) – Campus USP/SP	153
Foto 28	- Hi-vol em amostragem no ponto E (IO) – Campus USP/SP	153

Lista de tabelas

Tabela 3.1 - Classificação dos poluentes atmosféricos.	13
Tabela 5.1 - Padrões americanos de qualidade do ar.	37
Tabela 5.2 - Padrões nacionais de qualidade do ar e métodos de referência.	45
Tabela 5.3 - Critérios para episódios agudos de poluição do ar.	46
Tabela 5.4 - Padrões nacionais de qualidade do ar para material particulado.	47
Tabela 9.1 - Concentrações de PTS para 1º Série / Mina.	104
Tabela 9.2 - Concentrações de PTS para 2º Série / Mina.	105
Tabela 9.3 - Concentrações de PTS para 3º Série / Mina.	107
Tabela 9.4 - Concentrações de PTS para 4º Série / Mina.	108
Tabela 9.5 - Concentrações de PTS para 1º Série / Pedreira.	110
Tabela 9.6 - Concentrações de PTS para 2º Série / Pedreira.	111
Tabela 9.7 - Concentrações de PTS para 3º Série / Pedreira.	112
Tabela 9.8 - Concentrações de PTS para 4º Série / Pedreira.	114
Tabela 9.9 - Concentrações de PTS para Campus da USP/SP.	115
Tabela 9.10 - Resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa para a mina.	125
Tabela 9.11 - Resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa para a pedreira.	128
Tabela 9.12 - Resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa para o campus USP/SP.	131

Lista de abreviaturas e siglas

AAS: Atomic Absorption Spectrometry

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ASTM: American Society for Testing and Materials

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONTRAN: Conselho Nacional de Trânsito

CPV: Calibrador Padrão de Vazão

CRF: Code Federal Regulations

EEFE: Escola de Educação Física e Esportes

EPA: Environmental Protection Agency

FEEMA: Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente

FMVZ: Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia

HVS: High Volume Sampler

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente

IC: Ion Chromatography

ICP-AES: Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry

ICP-MS: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

INMETRO: Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial

IO: Instituto Oceanográfico

IPT: Instituto de Pesquisas Tecnológicas

ISO: International Organization for Standardization

LACASEMIN: Laboratório de Controle Ambiental, Higiene e Segurança na Mineração

LCT: Laboratório de Caracterização Tecnológica

LCVM: Licença para Uso da Configuração do Veículo ou Motor

LEEA: Laboratório de Espectrometria de Emissão Atômica

LVS: Low Volume Sampler

MAA: Média Aritmética Anual.

MAE: Museu de Arqueologia e Etnologia.

MGA: Média Geométrica Anual

MINTER: Ministério de Estado do Interior

MP: Material Particulado

MPS: Material Particulado em Suspensão

MPV: Medidor Padrão de Volume

MVS: Medium Volume Sampler

NAA: Neutron Activation Analysis

NAAQS: National Ambient Air Quality Standards

NBR: Norma Brasileira

PI: Partículas Inaláveis

PIXE: Particle Induced X-Ray Emission

PMI: Departamento de Engenharia de Minas

PROCONVE: Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar por Veículos
Automotores

PRONAR: Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar

PTS: Partículas Totais em Suspensão

SISNAMA: Sistema Nacional de Meio Ambiente

UNECE: United Nations Economic Commission for Europe

UNEP: United Nations Environment Programme

USEPA: United States Environmental Protection Agency

USP: Universidade de São Paulo

WHO: World Health Organization

WRAC: Wide Range Aerosol Classifier

XRF: X-Ray Fluorescence

RESUMO

Foram abordadas questões relacionadas com a temática da poluição atmosférica provocada pelo material particulado em suspensão. Dois ambientes foram selecionados para estudo: um ambiente de mineração e um ambiente urbano.

Com o objetivo de obter uma avaliação preliminar da qualidade do ar nesses ambientes, foi realizado um programa de amostragem para cada área. Dois pontos básicos foram abordados nessa avaliação: a determinação da concentração de partículas totais em suspensão e a caracterização química e física do material particulado.

A determinação das concentrações de partículas totais em suspensão foi obtida através do uso de amostradores de grande volume (Hi-vols). O método de referência utilizado foi o método do amostrador de grande volume proposto pela ABNT através da norma NBR 9547: 97.

A caracterização física envolveu a determinação da distribuição granulométrica do material particulado em suspensão enquanto que a caracterização química compreendeu a determinação da sua composição.

As técnicas analíticas utilizadas na caracterização do material particulado, foram a espectrometria de Fluorescência de Raios-X (XRF) para a caracterização química, e o Espalhamento de Luz Laser de Baixo Angulo (LALLS) para a caracterização física.

Com relação às concentrações de partículas totais em suspensão, os resultados indicaram que as áreas de mineração apresentaram valores superiores aos encontrados na área urbana, inclusive com ultrapassagens dos padrões legais, fato este que não ocorreu na área urbana estudada.

Para a distribuição granulométrica do material particulado, os resultados demonstraram que as frações mais finas do particulado apresentaram-se em maiores quantidades nas áreas de mineração, enquanto que as frações mais grosseiras apresentaram-se em maior quantidade na área urbana.

Quanto à composição química do material particulado em suspensão, podemos concluir que para as áreas de mineração, esta foi muito semelhante à da rocha lavrada.

ABSTRACT

Atmospheric pollution aspects were analyzed. Two types of ambients were selected for study: a mining ambient and an urban ambient. To obtain a preliminary evaluation of the quality of the air in these ambients a sampling program was accomplished for each area.

Two basic points were studied: the concentration of the total suspended particulates and the chemical and physical characterization of the particulate matter.

The concentrations of total suspended particulates were obtained through the use of high volume samplers (Hi-vols). The reference method used was the high volume sampler method, proposed by ABNT through the norm NBR 9547: 97.

The physical characterization involved the determination of the size distribution of the suspended particulate matter while the chemical characterization involved the determination of its composition.

The analytic techniques used for the characterization of the particulate matter were the X-Ray Fluorescence (XRF) for the chemical characterization, and the Low Angle Laser Light Scattering (LALLS) for the physical characterization.

Concentration levels for total suspended particulates showed that the mining areas presented higher values than those for urban area. Legal standards were exceeded in the mining area, fact that did not occur in the urban area.

Size distributions of the particulate matter demonstrated that the finest fractions were found in larger amounts in the mining areas, while the coarser fractions were present in larger amounts in the urban area.

The chemical compositions of the suspended particulate matter in the mining areas were very similar to the compositions of the rocks been mined.

(1) INTRODUÇÃO

1.1 CONCEITUAÇÃO DO TEMA

A mineração tem importância para a história da humanidade, fornecendo um grande número de bens minerais, matérias primas e insumos, que são imprescindíveis ao progresso e desenvolvimento das civilizações. Todavia, associados à mineração, existem problemas ambientais tanto no meio interno à mina como no meio externo. No âmbito interno à mina, os problemas em geral fazem parte do campo de estudo da segurança e higiene do trabalho e no âmbito externo das avaliações de impacto ambiental.

A tendência mais recente tem sido o uso do termo engenharia ambiental para englobar esses amplos campos de pesquisa. Dentro da engenharia ambiental aplicada a mineração, a poluição atmosférica por material particulado é um tema de grande relevância.

1.2 PROPOSTA DE TRABALHO

O objetivo desse trabalho foi estudar a poluição atmosférica por material particulado em suspensão (MPS), envolvendo basicamente dois ambientes: um industrial (minerações) e um urbano (campus da USP/SP).

Neste estudo foram abordados:

1. A determinação da concentração de partículas totais em suspensão (PTS) e a sua compatibilização com a legislação ambiental.
2. A caracterização da distribuição granulométrica do material particulado.
3. A caracterização da composição química do material particulado.

1.3 JUSTIFICATIVA

O ar está freqüentemente contaminado por poluentes, particularmente em áreas industriais.

A poluição atmosférica associada às atividades de mineração está presente ao longo de todas as fases de um empreendimento mineiro. Dependendo de seu porte, uma mineração pode vir a movimentar, ao longo de sua vida útil, uma quantidade de minério da ordem de milhões de toneladas. Uma vez que a vida útil de uma mina em geral é da ordem de dezenas de anos, os problemas relativos a poluição atmosférica associados a ela se estendem também por décadas. Portanto, os poluentes atmosféricos podem

causar problemas ao meio ambiente e à saúde humana, os quais podem abranger grandes áreas ou intervalos de tempo.

As atividades mineiras produzem vários tipos de poluentes atmosféricos, dentre os quais destacam-se os óxidos de carbono (CO e CO₂), os óxidos de nitrogênio (NO_x), os óxidos de enxofre (SO_x), os hidrocarbonetos (Hc) e os particulados. Dentre esses vários poluentes atmosféricos produzidos numa mineração, o MP se destaca por apresentar um grande potencial poluidor devido ao fato de estar associado à quase todas as atividades mineiras.

(2) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Foram selecionados, dentre a bibliografia levantada, alguns textos que são apresentados a seguir com as respectivas análises críticas.

1. BRAILE, V. V. et al. Poluição do ar causada pela operação de pedreiras no município do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Saúde Ocupacional, v.7, n.27, p.204-18, jul. / ago. / set.1979.

Apesar do artigo ser datado do final da década de 70, ele analisa questões interessantes, que já naquela oportunidade estavam em discussão. Os autores, pertencentes a Divisão de Controle da Poluição do Ar da FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente/RJ, avaliam a questão da poluição do ar causada pela operação de pedreiras no município do Rio de Janeiro.

Uma das maiores fontes de emissão de material particulado no município do Rio de Janeiro eram as 22 pedreiras existentes na época, sendo que só no ano de 1976 estas pedreiras contribuíram com 40.000 t de particulado, das quais 20.000 t permaneceram em suspensão. Medições desse material particulado em suspensão foram efetuadas em várias partes da cidade tendo sido obtido como resultado uma concentração média anual de $134 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valor bem acima do estabelecido pela legislação - $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Padrão Primário).

Vale ressaltar que as partículas em suspensão no ar podem apresentar diversos diâmetros aerodinâmicos ($0 \sim 100 \mu\text{m}$), sendo que as com diâmetro menor que $10 \mu\text{m}$ são as mais perigosas à saúde humana (Partículas Inaláveis). Os efeitos da poluição do ar por essas partículas têm revelado alterações no sistema respiratório humano que podem ser temporários ou permanentes.

Dentro desse contexto, é de suma importância um estudo pormenorizado das operações existentes numa pedreira tendo em vista a identificação das fontes poluidoras e a adoção de sistemas de controle.

Segundo os autores, as atividades industriais básicas de uma pedreira resumem-se a duas operações principais: o desmonte da rocha e seu posterior beneficiamento.

Para efeito de operacionalidade, uma pedreira pode ser dividida em duas partes: a lavra e o beneficiamento. Para as pedreiras estudadas, as técnicas de extração ou desmonte de rocha adotadas na lavra consistiam de perfurações e dinamitações da

rocha. Por vezes era necessária a segunda fragmentação (fogacho) devido a existência de blocos de pedra remanescentes. Quanto ao processamento, observou-se que em todas as pedreiras o beneficiamento do material extraído ocorria no próprio local da jazida com equipamentos básicos de aspecto precário, em geral expostos ao ar livre.

Hoje em dia já é possível se valer de técnicas mais modernas de desmonte, tais como: a utilização de malhas de fogo dimensionadas para cada tipo de rocha (plano de fogo), a otimização de explosivos, o uso da técnica *drop-ball* em substituição ao fogacho, etc. Com relação às instalações de processamento, observa-se que já existem plantas próprias na maioria das pedreiras atuais para tal atividade.

O artigo enfoca a questão da poluição do ar correlacionando as emissões de partículas a aspectos geológicos, buscando com isso mostrar a influência de características intrínsecas da rocha sobre as futuras emissões de material particulado. Com relação às emissões, os autores as classificam em dois grandes grupos: emissões de processamento e emissões fugitivas. Inúmeros são os fatores de influência nas fontes de emissão, desde as características e propriedades da rocha processada até os tipos de equipamentos usados.

De um modo geral, as principais fontes de emissão numa pedreira estão nas frentes de lavra (desmonte por explosivos e carregamento de minério), plantas de processamento (equipamentos de britagem e peneiramento), vias de acesso (tráfego de caminhões) e locais de descarregamento, estocagem e transferência de minério (silos, pilhas).

No texto, são apresentados além das fórmulas para o cálculo de emissões (cálculos esses baseados nos fatores de emissão adotados nos Estados Unidos), padrões de controle específicos para pedreiras (padrões de emissão, padrões de tecnologia e padrões ambientais), bem como sistemas para o controle das emissões de partículas.

2. OLIVEIRA, E. ; TEIXEIRA, M. M. ; NOVAES, T. C. P. Estudo da aplicação de espectroscopia de emissão para análises de particulado metálico disperso em ambiente de trabalho em um programa de controle de riscos. Revista Brasileira de Saúde Ocupacional, v.20, n.37, p.53-6, mar. 1982.

O processamento industrial de metais, desde a fase da extração do minério, passando pelo tratamento, até a obtenção do produto final, origina uma dispersão de elementos particulados metálicos no ar.

Do ponto de vista da saúde ocupacional, torna-se necessário um controle da exposição a particulados metálicos principalmente nas atividades de mineração (extração e beneficiamento), de siderurgia (alto-forno, aciaria, laminação), de metalurgia (fundição, conformação, soldagem, tratamento térmico) e de mecânica (usinagem, soldagem), que são, segundo os autores, as principais fontes industriais geradoras de contaminantes metálicos no ar.

As partículas metálicas lançadas ao ar por um determinado processo industrial possuem características físicas e químicas definidas, dependentes tanto do tipo de operação como da composição do material de que foram originadas. Nesse trabalho, buscou-se analisar as partículas que representassem maior risco à saúde do trabalhador ou seja, as partículas inaláveis ($< 10 \mu\text{m}$). Estudos mostram que partículas com diâmetro compreendido entre $0,001 \mu\text{m}$ e $5 \mu\text{m}$, quando inaladas, serão retidas de alguma forma pelo organismo, sendo que as partículas com diâmetro de $2 \mu\text{m}$, vão representar a maior porcentagem das partículas retidas no pulmão.

Como equipamentos de amostragem foram utilizados um precipitador eletrostático e um amostrador de grande volume (Hi-vol). As coletas se deram nas áreas em que as atividades desenvolvidas permitem uma maior exposição dos trabalhadores aos poluentes.

Inicialmente, a técnica utilizada para a caracterização química foi a espectroscopia de emissão. Apesar de se tratar de uma técnica de análise qualitativa, ela ainda assim é muito usual para esse tipo de caracterização preliminar. Como resultado dessas análises, os autores constataram nessas amostras a presença de altas concentrações de particulados metálicos contendo elementos tais como: Fe, Cr, Mn, Zn, Co, Cu, Pb, Ni, Ca, Sn. Foram feitas também análises qualitativas dos filtros utilizados para a coleta do material com o intuito de checar a presença de possíveis contaminações nas amostras do particulado.

Atualmente já existem filtros específicos com baixa porcentagem de elementos metálicos na sua composição para serem utilizados na amostragem de material particulado com altas concentrações de traços metálicos.

O artigo apresenta como proposta para a análise quantitativa a utilização do método espectrográfico para um elemento previamente determinado, no caso o manganês, em detrimento a outras técnicas como, por exemplo, a absorção atômica.

Os autores recomendam a utilização do método espectrográfico como técnica de análise e o uso de amostradores de grande volume como equipamento de coleta, por se tratarem de soluções perfeitamente viáveis e razoavelmente simples de serem implantadas num programa de controle de riscos em indústrias mineradoras, siderúrgicas, metalúrgicas e mecânicas.

3. KOUIMTZIS, T. ; SAMARA, C. , ed. Airborne particulate matter. Berlin, Springer-Verlag, 1995. (The Handbook of Environmental Chemistry. 4, Pt D.)

Material particulado em suspensão é um dos mais importantes parâmetros em estudos de poluição atmosférica devido aos diversos impactos que ele causa à saúde humana e ao meio ambiente.

O volume trata de questões relacionadas a poluição do ar por material particulado, pormenorizando temas como emissão, impactos, caracterização química, análise e controle das partículas em suspensão.

Alguns dos temas abordados nesse livro são: emissão de partículas de fontes internas e externas, propriedades óticas, químicas e físicas das partículas, amostragem de material particulado em suspensão, análise de poluentes particulados inorgânicos, análise de material particulado orgânico, análise do tamanho de partículas, controle de emissão de particulados, entre outros.

Portanto, trata-se de um material que servirá de base para o desenvolvimento da pesquisa por abordar, principalmente, assuntos específicos da área em estudo.

4. RYBICKA, E. H. Metals and their chemical and mineralogical forms in industrial pollutants of the atmosphere. Environmental Technology (Letters), v.10, n.10, p.921-8, Oct. 1989.

Nesse estudo, foram examinadas as formas químicas de metais pesados em diferentes tipos de particulado industrial gerados por plantas metalúrgicas na Polônia.

Inicialmente, o autor classifica os principais tipos de particulado atmosférico em função da composição mineralógica em três áreas: naturais, artificiais e tipos mistos. O último tipo é formado pelo resultado de mudanças físico-químicas dos dois primeiros.

Segundo o autor, o particulado atmosférico, em especial o particulado industrial, representa um sistema de multifases. O conhecimento da composição química e mineralógica do particulado possibilita a determinação das propriedades físico-químicas das fases, especialmente sua solubilidade e toxicidade. Os compostos tóxicos, principalmente os metais pesados, penetram no substrato com facilidade tomando parte no ciclo biogeoquímico.

No particulado emitido pelas plantas metalúrgicas, que é rico em óxidos de ferro, foram detectados altos índices de Mn, Zn, Pb e Cu.

As análises de metais foram realizadas através da técnica de espectroscopia de absorção atômica por chama e forno de grafite.

Com base nos resultados obtidos da extração química seletiva feita no particulado amostrado dois grupos de metais puderam ser distinguidos:

1. Metais como Cd, Zn, Mn e Ni, os quais tem uma grande porção potencialmente móvel, a qual pode migrar com relativa facilidade para a hidrosfera e tornar-se disponível para os organismos vivos.

2. Metais como Cr, Pb, Fe e Cu que são mais fortemente ligados as partículas, apresentam uma mobilidade potencial muito menor do que o metais do primeiro grupo.

O autor conclui relatando que uma grande quantidade de metais pesados, particularmente perigosos e em altas concentrações tais como Cd, Pb, Zn e Cu, foram encontrados no particulado amostrado.

5. WALKER, S. Beating the dust devils. Mining Environmental Management, p.23-6, jun. 1997.

Inicialmente, o autor apresenta o material particulado como sendo possivelmente o mais visível e indesejável poluente ambiental, depois do ruído, gerado por uma mineração. Segundo ele, enquanto o ruído se apresenta em picos ocasionais de detonação e em outros eventos de curta duração, o material particulado pode permanecer presente na atmosfera na forma de partículas em suspensão por muito tempo.

Exceto em áreas de deserto, poeiras não ocorrem naturalmente. Elas precisam ser geradas. Infelizmente, na indústria mineral, quase todas as atividades envolvendo a lavra, transporte e tratamento de minérios têm a capacidade de produzir particulados.

O autor parte do princípio que a solução mais óbvia para o controle da poeira está no fato de ser a fragmentação a chave para produção de particulados; quanto maior o manuseio dispensado a um material, maior será a probabilidade desse material se fragmentar em frações suficientemente pequenas para formar a poeira.

Assim, são apresentadas algumas técnicas para o controle da poluição por material particulado na mineração.

A técnica de revegetação de velhos taludes traz não somente o grande benefício da redução da geração de poeiras, mas também auxilia no restabelecimento do ecossistema. É uma boa solução, mas com resultados a longo prazo.

Sistemas tradicionais de aspersão com o uso de água em vias de transporte promovem um efeito positivo temporário na luta contra a geração de poeira. Entretanto, o artigo apresenta um novo produto que, ao ser utilizado na forma diluída provou ser bastante eficiente. Trata-se do *Cohex*, uma resina a base de petróleo e agentes umectantes que atua como um inibidor do particulado.

Outra opção é o uso de *sprays* d'água junto ao britador com o intuito de minimizar a geração de particulado devido a abrasão sofrida pela rocha no processo da cominuição. Trata-se entretanto de uma medida de eficácia limitada.

Por fim o autor apresenta um novo sistema de controle do particulado com o uso de *sprays* d'água, o *Dust-Buster*, que é baseado na produção de espumas as quais são injetadas nas áreas de atrito de britadores, peneiras vibratórias e pontos de transferência de minério. O sucesso dessa nova tecnologia está vinculado ao aumento da área superficial de coleta e à reduzida quantidade de água utilizada, 80 a 90% menos, se comparada às técnicas tradicionais.

6. AL-RAJHI, M. A. et al. Particle size effect for metal pollution analysis of atmospherically deposited dust. *Atmospheric Environment*, v.30, n.1, p.145-53, 1996.

O artigo aborda questões relacionadas a um estudo realizado na cidade de Riyadh, Arábia Saudita, onde foi investigada a relação existente entre a presença de elementos metálicos no material particulado em suspensão e a sua distribuição granulométrica.

Tanto em ambientes urbanos como em áreas industriais, a poeira de rua é um material que pode representar uma importante fonte de metais tóxicos. A composição e a acumulação desse material particulado podem variar devido a muitos fatores, incluindo clima, densidade de tráfego, atividade industrial e proximidade de áreas com material particulado em suspensão.

A poluição do ar por metais pesados presentes em poeira de rua tem sido objeto de diversos estudos cujos resultados mostram que existe uma correlação entre o tamanho das partículas e os metais pesados. As concentrações de metais pesados aumenta a medida que o tamanho das partículas diminuem.

Segundo o autor, esses estudos têm demonstrado que a realização da caracterização química do material particulado em suspensão na atmosfera com o intuito de se determinar a presença de metais pesados, sem a caracterização da granulometria do mesmo, não trazem resultados confiáveis.

O autor resume sua posição com relação à importância da caracterização granulométrica das partículas com a frase: “comparações gerais e detalhadas de poluentes metálicos com o intuito de se estabelecer padrões de saúde deveriam ser baseadas no estudo da distribuição granulométrica das partículas, preferencialmente em uma sequência matemática lógica.”

(3) POLUIÇÃO ATMOSFERICA

O conceito de poluição atmosférica inclui uma gama de atividades, fenômenos e substâncias contribuem para a deterioração da qualidade natural da atmosfera. Os poluentes atmosféricos são considerados como substâncias que geram esse efeito negativo ao meio ambiente.

ASSUNÇÃO (1998) aborda a poluição atmosférica como um fenômeno decorrente principalmente da atividade humana em vários aspectos, dentre os quais destacam-se o rápido crescimento populacional, industrial e econômico; a concentração populacional e industrial; os hábitos da população e o grau de controle, ou sejam, as medidas adotadas para o controle da poluição atmosférica.

Segundo RAVEN et. al. (1995), a poluição atmosférica consiste de gases, líquidos ou sólidos presentes na atmosfera em níveis elevados o suficiente para causar dano ao ser humano, animais, plantas e materiais.

3.1 A ATMOSFERA

Atmosfera é a denominação dada à camada invisível de gases que envolve a Terra, sendo constituída principalmente de nitrogênio e oxigênio. Ela é composta por uma série de cinco camadas concêntricas, a saber: troposfera, estratosfera, mesosfera, termosfera e exosfera (RAVEN et. al., 1995).

A troposfera é a camada da atmosfera mais próxima à superfície da Terra. Ela se estende desde o solo até uma altitude de aproximadamente 10 km (existe uma variação deste valor quando medido nos pólos e sob a linha do equador). Na troposfera a temperatura decresce com a altitude à taxa de 6,5 °C/km. Esse fato é importante para a dispersão dos poluentes na atmosfera. Entretanto, processos naturais podem alterar esse gradiente térmico negativo, reduzindo-o ou aumentando-o, chegando até mesmo a invertê-lo, em geral por poucas horas, ocasionando um fenômeno prejudicial à dispersão dos poluentes denominado de inversão térmica. Devido ao intenso movimento de energia térmica e das significativas diferenças de temperatura, a troposfera é a camada mais instável da atmosfera. É nela que ocorrem as “condições meteorológicas”, sendo isso que a distingue das demais camadas.

Na segunda camada, a estratosfera, os ventos são constantes (não turbulentos) e a temperatura é mais ou menos uniforme e é onde os aviões comerciais voam. Ela se

estende de uma altitude de aproximadamente 10 km até 45 km acima da superfície da Terra. Encontramos nela a camada de ozônio, a qual serve como escudo protetor da radiação ultravioleta provinda do sol. Ao contrário da troposfera, a estratosfera é uma zona relativamente estável. Existem pouquíssimas manifestações associadas as “condições meteorológicas”.

A mesosfera, a camada da atmosfera imediatamente acima da estratosfera, se estende de uma altitude de aproximadamente 45 km até 80 km acima da superfície da Terra. Ela é caracterizada por um decréscimo da temperatura em relação à altitude.

A quarta camada, denominada termosfera, se estende de uma altitude de aproximadamente 80 km até a faixa de 500 a 1.000 km (o limite superior não é bem definido). Ela é caracterizada por um aumento da temperatura em relação à altitude.

A camada mais externa da atmosfera é a exosfera. Seus limites vão desde o final da termosfera até o espaço sideral.

Segundo ASSUNÇÃO (1998), até pouco tempo atrás, a troposfera era considerada a camada da atmosfera de maior interesse quanto ao aspecto poluição atmosférica. Entretanto mais recentemente esse quadro se alterou. Devido à ação de emissões antropogênicas sobre a estratosfera, esta passou a ocupar esse posto principalmente em função da camada de ozônio nela contida.

A atmosfera é constituída principalmente de gases como o nitrogênio (78,10 %), o oxigênio (20,94 %), o argônio (0,93 %) e o dióxido de carbono (0,03 %). Participam também de sua composição outros gases, mas em pequenas concentrações: néon, hélio, metano, hidrogênio, xenônio e ozônio entre outros, que, somados, representam menos de 0,003 % (30 ppm) da composição total da atmosfera (composição em volume de ar seco). Várias substâncias naturais e artificiais, como por exemplo, os clorofluorcarbonos (CFCs), estão se concentrando na atmosfera, modificando sua composição básica. A atmosfera contém quantidades variáveis de vapor d'água que vão desde 0,02 % (em volume) nas regiões áridas até 4 % (em volume) nas regiões equatoriais úmidas.

A atmosfera contém também partículas sólidas e líquidas em suspensão (aerossóis), de composição química e concentração variáveis e inclusive matéria viva, como pólen e microorganismos.

3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Na literatura podemos encontrar diversas classificações para os poluentes atmosféricos. Entretanto, ASSUNÇÃO (1998) nos apresenta uma classificação para os principais poluentes atmosféricos em função de sua origem, estado físico e classe química. Exemplos de poluentes atmosféricos segundo esta classificação são apresentados na tabela 3.1. .

ASSUNÇÃO (1998) define poluente atmosférico como qualquer forma de matéria sólida, líquida ou gasosa e de energia que, presente na atmosfera, pode torná-la poluída.

Os poluentes podem ser classificados em função de seu estado físico, de sua origem e de sua classe química.

Inicialmente, os poluentes atmosféricos podem ser classificados, em função do estado físico, em dois grandes grupos: material particulado, gases e vapores.

De acordo com sua origem, os poluentes atmosféricos podem ser classificados em dois grupos: primários e secundários.

Poluentes primários são aqueles emitidos diretamente na atmosfera. Incluem: os particulados, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio e hidrocarbonetos.

Poluentes secundários são aqueles produzidos através de reações químicas entre poluentes primários e componentes atmosféricos normais. Ozônio e trióxido de enxofre são exemplos de poluentes secundários devido ambos ter sido formados através de reações químicas que tiveram lugar na atmosfera.

Os poluentes atmosféricos também podem ser classificados segundo a classe química a que pertencem, como poluentes orgânicos e poluentes inorgânicos.

Tabela 3.1 – Classificação dos poluentes atmosféricos.

CLASSIFICAÇÃO	EXEMPLOS
MATERIAL PARTICULADO	Poeiras, fumos, fumaça, névoas.
GASES E VAPORES	CO, CO ₂ , SO ₂ , O ₃ , NO _x , HC, NH ₃ , cloro, H ₂ S.
POLUENTES PRIMÁRIOS	CO, SO ₂ , cloro, NH ₃ , H ₂ S, CH ₄ , mercaptanas.
POLUENTES SECUNDÁRIOS	O ₃ , aldeídos, sulfatos, ácidos orgânicos, nitratos orgânicos.
POLUENTES ORGÂNICOS	HC, aldeídos, ácidos orgânicos, nitratos orgânicos, partículas orgânicas.
POLUENTES INORGÂNICOS	CO, CO ₂ , cloro, SO ₂ , NO _x , poeira mineral, névoas ácidas e alcalinas.
COMPOSTOS DE ENXOFRE	SO ₂ , SO ₃ , H ₂ S, sulfatos.
COMPOSTOS NITROGENADOS	NO, NO ₂ , HNO ₃ , NH ₃ , nitratos.
CARBONADOS ORGÂNICOS	HC, aldeídos, álcoois.
COMPOSTOS HALOGENADOS	HCl, HF, CFC, cloretos, fluoretos.
ÓXIDOS DE CARBONO	CO, CO ₂ .

(Fonte: ASSUNÇÃO, 1998)

3.3 FONTES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Quando se discute a origem da poluição atmosférica uma distinção deve ser feita com relação aos processos envolvidos na formação dos poluentes.

Os poluentes atmosféricos resultam ou de processos naturais ou de processos antropogênicos. As fontes de poluição atmosférica são entendidas como qualquer processo natural ou antropogênico que possa liberar ou emitir matéria ou energia para a atmosfera, tornando-a contaminada ou poluída.

São exemplos de fontes naturais de poluentes atmosféricos as emissões de gases provocadas por erupções vulcânicas, as atividades de *geysers*, a decomposição de

vegetais e animais, a ressuspensão de poeira do solo pelos ventos, a formação de gás metano em pântanos, os aerossóis marinhos, a formação de ozônio devido a descargas elétricas na atmosfera, os incêndios naturais em florestas e os polens de plantas.

São exemplos de fontes antropogênicas de poluentes atmosféricos os diversos processos e operações industriais; a queima de combustível para fins de transporte em veículos a álcool, gasolina e diesel ou qualquer outro tipo de combustível; queimadas na agricultura; incineração de lixo; poeiras fugitivas; produtos voláteis; equipamentos de refrigeração e ar condicionado, e *sprays* (GODISH, 1991 ; BOTKIN e KELLER, 1995; ASSUNÇÃO, 1998).

3.4 PRINCIPAIS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados genericamente como pertencentes a três grupos básicos de substâncias: sólidas, líquidas e gasosas. Entretanto, na prática, esses três grupos podem, algumas vezes, estar combinados entre si de tal maneira que nos é permitido restringi-los a apenas dois grupos: os gases e os particulados.

De acordo com GODISH (1991), os principais poluentes atmosféricos ocorrem na forma de gases ou particulados. Esses dois grupos de poluentes atmosféricos, ditos tradicionais, têm sido objeto de um considerável número de pesquisas científicas e regulamentações. Isso se deve em parte aos impactos negativos que estes acarretam sobre a atmosfera, a vegetação, a saúde humana, aos animais e materiais.

Embora nesta classificação sejam utilizados apenas dois termos, os gases e os particulados, esses, na verdade, incluem as três fases da matéria. Substâncias sólidas e líquidas podem ser agrupadas de tal modo a representar um mesmo grupo de poluentes atmosféricos: os particulados. Por outro lado, substâncias gasosas e líquidas (vapores) podem também ser agrupadas de tal modo a representar um outro grupo de poluentes: os gases.

3.4.1 Gases

Um grande número de poluentes é lançado diariamente na atmosfera sob a forma de gás devido às milhares de fontes de poluição existentes na Terra. Igualmente, muitos novos poluentes são produzidos como resultado de reações químicas na atmosfera.

Entretanto, embora a atmosfera esteja contaminada por centenas de poluentes, apenas um pequeno número destes têm sido identificados como tendo alcançado um nível de toxicidade suficientemente significativo a ponto de ameaçar a saúde e o bem estar do ser humano.

Nesse contexto, os poluentes gasosos podem ser divididos em cinco grandes famílias: óxidos de carbono, compostos de enxofre, compostos de nitrogênio, hidrocarbonetos, oxidantes fotoquímicos. A seguir, são apresentadas as cinco principais famílias de poluentes gasosos.

3.4.1.1 Óxidos de carbono

Quantidades significativas de óxidos de carbono são lançadas na atmosfera, principalmente sob a forma de monóxido de carbono (CO) e dióxido de carbono (CO₂), originários tanto de fontes naturais como antropogênicas.

Devido a suas implicações à saúde humana, o CO é considerado como sendo o principal poluente atmosférico dessa família. Já o gás carbônico não é usualmente descrito nesses mesmos termos, dado que o CO₂ é um constituinte natural da atmosfera, além de ser considerado um gás relativamente não tóxico. Entretanto, ele é reconhecido por seu grande potencial em “aprisionar” calor na atmosfera contribuindo assim para a alteração climática global.

3.4.1.2 Compostos de enxofre

Uma variedade de compostos de enxofre é lançada na atmosfera, principalmente sob a forma de óxidos de enxofre (SO_x) e gás sulfídrico (H₂S), originários tanto de fontes naturais como antropogênicas.

O dióxido de enxofre (SO₂) é reconhecido como o principal poluente atmosférico primário da família SO_x. Uma das características principais do SO₂ é que uma vez lançado na atmosfera ele sofre reações químicas gerando outros óxidos. Um exemplo é o trióxido de enxofre (SO₃), um poluente atmosférico secundário que é formado quando o SO₂ reage com o oxigênio do ar. O SO₃, por sua vez, reage com a água para formar um outro poluente secundário, o ácido sulfúrico (H₂SO₄).

3.4.1.3 Compostos de nitrogênio

Compostos gasosos de nitrogênio são encontrados sob várias formas na atmosfera. Estes incluem principalmente os óxidos de nitrogênio (NO_x), a amônia (NH_3) e próprio nitrogênio (N_2).

Os óxidos de nitrogênio são gases formados na atmosfera devido a interações químicas que ocorrem entre o nitrogênio e o oxigênio. Esta família inclui o óxido nítrico (NO), o dióxido de nitrogênio (NO_2) e o óxido nitroso (N_2O).

3.4.1.4 Hidrocarbonetos

Os hidrocarbonetos (HC) representam um vasto espectro de compostos orgânicos constituídos unicamente por átomos de hidrogênio e carbono. Em função do tipo de ligação presente nos átomos de carbono, os hidrocarbonetos podem se apresentar sob várias formas, tais como em cadeias simples ou ramificadas, cíclicas ou associadas a compostos cíclicos. Eles podem ainda ser saturados (ligações simples) ou insaturados (ligações duplas).

Na atmosfera, os hidrocarbonetos ocorrem na forma de gases, líquidos e sólidos. De acordo com GODISH (1991), a ocorrência dos HC nessas três fases está associada ao número de carbonos presentes na cadeia estrutural desses componentes. Assim, os HC formados por uma cadeia de até 4 carbonos são ditos hidrocarbonetos menores e se apresentam na forma de gases à temperatura ambiente. Exemplos de HC gasosos são o metano (CH_4), butano (C_4H_{10}) e propano (C_3H_8). Os HC formados por uma cadeia com 5 ou mais carbonos são classificados como hidrocarbonetos médios e maiores. Os HC de tamanho médio são líquidos à temperatura ambiente apesar de serem muito voláteis. Já os hidrocarbonetos maiores se apresentam na forma de sólidos à temperatura ambiente. Um exemplo de hidrocarboneto sólido é a substância parafina.

Na atmosfera, os hidrocarbonetos podem reagir com outras substâncias, tais como oxigênio, nitrogênio, cloro e enxofre e formar uma grande variedade de compostos derivados. Os compostos derivados de hidrocarbonetos encontrados no ar ambiente e nas fontes de emissão incluem compostos orgânicos oxigenados tais como aldeídos, ácidos, álcoois, éteres, cetonas e ésteres. Outros derivados podem conter nitrogênio, enxofre, halogênio e metais.

3.4.1.5 Oxidantes fotoquímicos

Oxidantes fotoquímicos são formados na atmosfera como resultado de reações químicas envolvendo poluentes orgânicos, óxidos de nitrogênio, oxigênio e luz solar. O termo oxidante se refere àquelas substâncias químicas que oxidam prontamente outras substâncias que não são oxidadas tão facilmente pelo oxigênio. Oxidantes fotoquímicos são constituídos principalmente de ozônio (O_3) e dióxido de nitrogênio, com menores quantidades de peroxiacilnitratos (PANs).

O ozônio é o mais importante dos oxidantes fotoquímicos. Esse gás azulado, cerca de 1,6 vezes mais pesado que o oxigênio, é normalmente encontrado em níveis mais elevados da estratosfera onde ele tem a função de absorver os raios de radiação ultravioleta.

3.4.2 Material particulado

As partículas sólidas ou líquidas emitidas por fontes de poluição do ar ou mesmo aquelas formadas na atmosfera, são denominadas de material particulado e, quando dispersas no ar, formam os chamados aerossóis. Quanto à origem, podem ser provenientes tanto de fontes naturais como antropogênicas, podendo ainda ser emitidos diretamente por essas fontes (partículas primárias), bem como serem formadas na atmosfera a partir da interação de compostos preexistentes (partículas secundárias). Essas partículas variam consideravelmente em tamanho, morfologia, composição química e propriedades físicas (GODISH, 1991).

3.5 EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

RAVEN et al. (1995) e BOTKIN; KELLER (1995) colocam a poluição atmosférica como estando diretamente relacionada à geração de efeitos prejudiciais ao meio ambiente, incluindo paisagens naturais, vegetação, animais, solo, água, estruturas naturais e artificiais, como também sobre a saúde humana.

Os efeitos da poluição atmosférica se caracterizam tanto pela alteração de condições consideradas normais como pelo aumento de problemas preexistentes. Esses efeitos podem ser tanto globais como podem ocorrer em níveis local e regional.

Os efeitos da poluição atmosférica em escala global são caracterizados pela alteração da acidez das águas da chuva (chuva ácida), pelo aumento da temperatura do

planeta (efeito estufa) e pela modificação da intensidade da radiação solar, ou seja, aumento da radiação ultravioleta, causado pela depleção da camada de ozônio.

De modo geral os efeitos da poluição atmosférica manifestam-se na saúde humana, na vegetação, na fauna e sobre os materiais.

3.5.1 Efeitos sobre a saúde humana

Poluentes atmosféricos podem afetar a saúde humana de diversas formas. Os efeitos vão desde o desconforto até a morte. Alguns desses efeitos incluem irritação dos olhos e das vias respiratórias; redução da capacidade pulmonar; aumento da suscetibilidade a infecções virais e doenças cardiovasculares; redução da performance física; dores de cabeça; alterações motoras e enzimáticas; agravamento de doenças crônicas do aparelho respiratório tais como, asma, bronquite, enfisema e pneumoconioses; danos ao sistema nervoso central; alterações genéticas; nascimento de crianças defeituosas e câncer.

3.5.2 Efeitos sobre a vegetação

Os efeitos da poluição atmosférica sobre a vegetação incluem desde a necrose do tecido das folhas, caule e frutos; a redução e/ou supressão da taxa de crescimento; o aumento da suscetibilidade a doenças, pestes e clima adverso até a interrupção total do processo reprodutivo da planta.

Os danos podem ocorrer de forma aguda ou crônica e são ocasionados pela redução da penetração da luz, com conseqüente redução da capacidade fotossintetizadora, geralmente por deposição de partículas nas folhas; mediante penetração de poluentes através das raízes após deposição de partículas ou dissolução de gases no solo; pela penetração dos poluentes através dos estômatos, que são pequenos poros na superfície das plantas (ASSUNÇÃO, 1998).

3.5.3 Efeitos sobre a fauna

Quanto à vida animal, os efeitos dos poluentes atmosféricos incluem o enfraquecimento do sistema respiratório, danos aos olhos, dentes e ossos, aumento da suscetibilidade a doenças, pestes e outros riscos ambientais relacionados ao “*stress*”, a diminuição das fontes de alimento e a redução da capacidade de reprodução.

3.5.4 Efeitos sobre os materiais

O primeiro efeito visível da poluição atmosférica sobre os materiais é a deposição de partículas, principalmente poeira e fumaça, nas edificações e monumentos. Os efeitos dessa deposição sobre estas estruturas incluem basicamente descoloração, erosão, corrosão, enfraquecimento e decomposição de materiais de construção.

3.6 CONTROLE DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Problemas advindos da poluição atmosférica variam em diferentes partes do mundo; reduzir tal poluição requer adoção de estratégias próprias para fontes e tipos específicos de poluentes. Estratégias razoáveis para o controle da poluição atmosférica são aquelas que visam reduzir, coletar, capturar ou reter os poluentes antes que eles atinjam à atmosfera.

Segundo ASSUNÇÃO (1998), o controle da poluição atmosférica envolve medidas indiretas e diretas.

As medidas indiretas são ações que visam a eliminação, a redução, a diluição, a segregação ou o afastamento dos poluentes. Dentro desse conceito de medida indireta merecem destaque tanto a aplicação de tecnologias e combustíveis limpos, a adequada localização de pólos industriais, o planejamento urbano e as medidas correlatas, quanto aquelas outras medidas que visem impedir e/ou reduzir a geração de poluentes.

As medidas diretas correspondem a ações que visam reduzir a quantidade de poluentes descarregada na atmosfera através da instalação de equipamentos de controle (filtros de ar). As medidas diretas só deveriam ser implementadas quando todos os esforços para a adoção de medidas indiretas forem esgotados, sem que tenha sido alcançada a redução necessária na emissão ou concentração do poluente.

(4) MATERIAL PARTICULADO

4.1 CONCEITOS

O material particulado em suspensão (MPS) é um termo genérico para uma grande classe de substâncias químicas existentes na atmosfera na forma de partículas. Fisicamente, apresentam-se como partículas sólidas ou líquidas, e sob uma extensa gama de tamanhos.

Segundo LANDSBERGER e BIEGALSKI (1995), as partículas em suspensão ou material particulado em suspensão são formados por uma combinação de frações sólidas e/ou líquidas no ar ambiente.

VASCONCELLOS (1996) define o material particulado em suspensão como sendo qualquer substância, exceto água pura, que existe no estado sólido ou líquido na atmosfera, que, sob condições normais, possui dimensões microscópicas a submicroscópicas, mas maior do que as dimensões moleculares.

A UNEP/WHO (1994) define o termo MPS como um conjunto de partículas sólidas e líquidas suspensas e dispersas no ar. As propriedades dessas partículas variam em composição química, morfologia (tamanho/forma), parâmetros ópticos (cor/espalhamento da luz) e características elétricas (carga/resistência).

4.2 CLASSIFICAÇÃO E FONTES

Baseado em sua origem e a exemplo dos outros principais poluentes atmosféricos, o MP também pode ser dividido em dois grupos: primário e secundário. As partículas primárias são produzidas através de processos químicos e físicos diretamente de fontes de poluição, enquanto que as partículas secundárias são formadas na atmosfera como resultado de reações químicas envolvendo gases preexistentes.

Partículas primárias de MP podem tanto ser geradas por emissões naturais provenientes, por exemplo, de erupções vulcânicas e da ressuspensão do solo em áreas de deserto, quanto emissões antropogênicas provenientes, por exemplo, de atividades industriais e da combustão de combustíveis fósseis.

RAVEN et al. (1995) apontam como sendo três as principais fontes primárias de poluição do ar por material particulado (Figura 4.1), os processos industriais (exceto queima de combustíveis), a queima de combustíveis (exceto em veículos) e o transporte (veículos automotores).

Fig. 4.1 - Principais fontes primárias de material particulado

(Fonte: RAVEN et al., 1995)

Partículas secundárias de MP podem ser produzidas tanto por emissões antropogênicas de gases, quanto por emissões naturais provenientes, por exemplo, da água do mar, de vulcões e de processos de decomposição biológica.

A classificação citada por ASSUNÇÃO (1998) sugere a divisão do MP segundo o método de formação em quatro classes: poeiras, fumos, fumaça e névoas.

▪ **Poeiras:**

Partículas sólidas formadas geralmente por processos de desintegração mecânica. Tais partículas são usualmente não esféricas, com diâmetro equivalente em geral na faixa acima de 1 μm . As poeiras de cimento, de amianto e de algodão são alguns exemplos.

▪ **Fumos:**

Partículas sólidas formadas por condensação ou sublimação de substâncias gasosas originadas da vaporização / sublimação de sólidos. As partículas formadas são de pequeno tamanho, em geral de formato mais esférico. Fumos metálicos (chumbo, zinco, alumínio, etc.) e fumos de cloreto de amônia são alguns exemplos.

▪ Fumaça:

Partículas principalmente sólidas, formadas na queima de combustíveis fósseis, materiais asfálticos ou madeira. Contém fuligem (partículas líquidas) e no caso de madeira e carvão, uma fração mineral (cinzas). São caracterizadas por partículas de diâmetro muito pequeno.

▪ Névoas:

Partículas líquidas produzidas por condensação ou por dispersão de um líquido (atomização). Apresentam tamanho de partícula em geral maior que 5 μm . Névoas de óleo de operações de corte de metais, névoas de pulverização de pesticidas, névoas de tanques de tratamento superficial (galvanoplastia) e névoas de ácido sulfúrico são alguns exemplos.

4.3 TAMANHO DAS PARTÍCULAS

O tamanho das partículas é um dos parâmetros mais importantes no estudo da poluição atmosférica pois exerce influência sobre vários fenômenos associados aos aerossóis, tais como, o transporte, a deposição atmosférica e a migração através do ambiente, além de efeitos nocivos. Assim, o tamanho de uma partícula é o principal fator determinante para o comportamento de um aerossol. Partículas comportam-se distintamente em diferentes faixas de tamanho, sendo também regidas por diferentes leis físicas (WILLEKE e BARON 1993).

Definir o tamanho de uma partícula é uma tarefa complexa. Frequentemente são definidas apenas aquelas partículas pertencentes a uma faixa de tamanho que pode ser medida ou calculada. Por essa razão, existem inúmeras definições para o tamanho de partículas que dependem da técnica de medição ou do uso para o qual o parâmetro é atribuído.

4.3.1 Diâmetro equivalente

Um termo comumente utilizado na ciência e tecnologia dos aerossóis é o do diâmetro equivalente. A partir do conceito de diâmetro equivalente podemos chegar a várias definições para tamanho de partícula, definições estas que estão relacionadas às propriedades e ao comportamento das mesmas.

Quando uma partícula é analisada por uma dada técnica de medição, o dado registrado em geral corresponde a uma propriedade física específica. Assim, o termo diâmetro equivalente pode ser definido como sendo o diâmetro de uma esfera que possua o mesmo valor, para uma dada propriedade física específica da partícula irregular que esteja sendo medida.

Por exemplo, o diâmetro aerodinâmico equivalente é o diâmetro de uma esfera de densidade unitária ($\rho_p = 1 \text{ g/cm}^3$), que tem a mesma velocidade terminal de sedimentação da partícula em estudo. Por outro lado, quando o movimento de uma partícula é levado em conta, o diâmetro de mobilidade equivalente é o diâmetro de uma esfera que tem a mesma mobilidade da partícula em questão.

A figura 4.2 nos mostra exemplos da correlação existente para definições de diâmetro equivalente entre as propriedades e o comportamento das partículas.

Fig. 4.2 - Dependência das definições de diâmetro equivalente em função das propriedades e do comportamento das partículas.

(Fonte: WILLEKE e BARON, 1993)

Portanto, diâmetros equivalentes são determinados pela medida de uma propriedade física específica da partícula relacionada por uma dimensão linear. Por essa razão, uma partícula pode apresentar diferentes diâmetros equivalentes em função da propriedade física avaliada. Exemplos de diâmetros equivalentes são: diâmetro de sedimentação (d_{sed}), diâmetro de arraste (d_a), diâmetro de superfície (d_s), diâmetro de área projetada (d_{ap}), diâmetro de perímetro (d_p), diâmetro de Feret (d_F), diâmetro mínimo (d_{min}), diâmetro de queda livre (d_{ql}), diâmetro de Stokes (d_{St}), diâmetro máximo ($d_{máx}$), diâmetro de Martin (d_M), diâmetro de volume (d_v).

A figura 4.3 ilustra a diversidade de definições para o diâmetro de uma partícula.

Fig. 4.3 - Diâmetros equivalentes utilizados na determinação do tamanho de partículas.

4.3.2 Distribuição granulométrica

Estudos da distribuição granulométrica de partículas em suspensão são de grande interesse devido aos efeitos adversos a saúde provocados por essas partículas em certas faixas de tamanho. Partículas “muito grandes” (aproximadamente 15 μm ou maiores) quando inaladas, não ultrapassam as vias respiratórias superiores, sendo removidas ainda no nariz e garganta, não alcançando, portanto, os pulmões. Partículas “menores” (aproximadamente 10 μm ou menores), quando inaladas, podem chegar até o sistema respiratório inferior, alcançando assim os alvéolos pulmonares.

O MPS no ar ambiente tem a tendência de se agrupar bimodalmente com relação ao tamanho das partículas, ou seja, em duas faixas de tamanho distintas (USEPA, 1983). Assim, com base nas concentrações em massa das partículas dessas faixas de tamanho, pode-se obter a distribuição granulométrica do MPS, a qual é representada por uma distribuição bimodal, cuja forma é dependente dos processos predominantes na formação física e química das partículas. A figura 4.4 ilustra a distribuição bimodal do MPS baseado na concentração em massa.

Fig. 4.4 - Distribuição bimodal do MPS baseado na concentração em massa

PACYNA (1995) apresenta uma classificação para o material particulado onde esse é dividido em frações denominadas fina e grosseira, e inclui também os respectivos processos de formação dessas frações.

As partículas finas, com diâmetros menores de $2,5 \mu\text{m}$, são comumente denominadas partículas respiráveis. Tais partículas são importantes sob o ponto de vista de sua deposição no trato respiratório humano, bem como por serem responsáveis pelo maior espalhamento de luz, isto é, pela redução da visibilidade. Além disso, partículas menores podem conter mais substâncias tóxicas do que as partículas maiores.

A fração fina é subdividida em duas partes: a faixa de nucleação e faixa de acumulação:

- **Faixa de nucleação:** Compõem-se de partículas de diâmetro $< 0,2 \mu\text{m}$ geradas por processos que envolvem condensação de vapores quentes ou durante o processo de transformação de gases em partículas.

As partículas situadas nessa faixa de tamanho estão sujeitas a uma difusão muito rápida e desordenada (movimento Browniano) e como são pequenas em comparação aos comprimentos de onda da luz visível, obedecem essencialmente às leis do espalhamento da luz por moléculas.

- **Faixa de acumulação:** Compõem-se de partículas com diâmetro entre 0,2 e 2,0 μm oriundas da faixa de nucleação através da coagulação ou condensação de vapores.

As partículas situadas nessa faixa de tamanho são as principais responsáveis pela redução da visibilidade.

A fração grosseira é definida como partículas com diâmetros $> 2,0 \mu\text{m}$ geradas por vários processos de atrito mecânico. As partículas situadas nessa faixa de tamanho, por serem grandes, não estão sujeitas ao movimento Browniano, sendo mais suscetíveis à força gravitacional do que as partículas submicrométricas.

A figura 4.5 mostra uma representação esquemática de uma distribuição granulométrica bimodal típica para MPS, com indicação das frações fina e grosseira e de alguns processos de formação.

Fig.4.5 - Esquema de uma distribuição granulométrica típica para MPS.

(Fonte: PACYNA, 1995)

Os picos na distribuição representam as então chamada fração fina e fração grosseira das partículas. Não há uma clara definição para a faixa de abrangência do tamanho desses termos. O valor limite para as partículas finas e grosseiras é geralmente tomado entre 2 e 5 μm . Entretanto, grande parte dos estudiosos utilizam-se do valor de 2,5 μm como sendo esse limite. É usual aceitar que as partículas de tamanhos menores que 2,5 - 5 μm sejam consideradas como a fração fina do MPS, resultantes de fontes antropogênicas. Partículas acima de 2,5 - 5 μm são consideradas como a fração grosseira do MPS e estão comumente associadas à processos mecânicos resultantes da ação dos ventos no solo, ressuspensão da poeira das ruas e dispersão de partículas em forma de *sprays* d'água.

Como regra geral, a maior parte das partículas da fração fina é originada de atividades antropogênicas como os processos de combustão. A fração grosseira resulta, em sua maioria, de processos mecânicos como a ressuspensão ou fricção, sendo predominantemente de origem natural.

Na literatura, os termo material particulado atmosférico ou partículas em suspensão podem ser associados a diversos outros termos como material particulado em suspensão, aerossol, partículas totais em suspensão, partículas inaláveis, partículas respiráveis, partículas torácicas, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, poeira, fumaça, fumos e névoas, entre outros.

A INTERNATIONAL ORGANIZATION for STANDARDIZATION (ISO) 1991 apud UNEP/WHO (1994), apresenta definições para os diversos termos relacionados ao material particulado atmosférico. Dentre as definições apresentadas pela ISO, as de maior interesse para esse trabalho estão sumarizadas a seguir:

- **Material Particulado em Suspensão (MPS):** Conjunto de partículas sólidas e/ou líquidas dispersas no ar.

Compreende uma faixa de tamanho de algumas dezenas de nanômetros (nm) até poucas centenas de micrômetros (μm).

- **Aerossol:** Conjunto de partículas sólidas e/ou líquidas suspensas em um meio gasoso.

Geralmente, o tamanho das partículas dos aerossóis compreende uma faixa entre 0,001 e 100 μm .

- **Partículas Totais em Suspensão (PTS):** É uma estimativa da massa de partículas totais em suspensão, obtidas através de um amostrador de grande volume (Hi-vol).

Compreendem as partículas na faixa de tamanho que vai de poucos micrômetros até cerca de 50 μm .

- **Fração inalável:** É definida como a fração em massa das partículas totais em suspensão que são inaladas através da boca e do nariz.

Essa fração depende principalmente da velocidade e direção do movimento do ar próximo a cabeça, taxa de respiração (inspirações por minuto) e volume de respiração (ml inspirado).

- **Fração respirável:** É definida como a fração em massa das partículas inaláveis as quais penetram até os alvéolos pulmonares.

A fração respirável é definida por um diâmetro de corte em 50% (D_{50})^{*} igual a 4 μm e um diâmetro de corte superior (D_{sup})[†] igual a 12 μm .

Quando o alvo dos estudos são populações de alto risco (crianças e adultos com certas doenças torácicas), existe uma outra convenção para a fração respirável denominada de $\text{PM}_{2,5}$ centralizada em partículas com pequeno diâmetro aerodinâmico.

^{*} D_{50} : na média, 50% das partículas com diâmetro aerodinâmico desse tamanho irá passar através do orifício de entrada.

[†] D_{sup} : nenhuma partícula com diâmetro aerodinâmico acima desse tamanho poderá passar através do orifício de entrada.

- **Fração $PM_{2,5}$:** É definida como a fração das partículas coletadas por um amostrador com um orifício de entrada com eficiência de captura de 50% para partículas com $2,5\ \mu m$ de diâmetro aerodinâmico.

A fração $PM_{2,5}$ é definida por um diâmetro de corte em 50% (D_{50}) igual a $2,5\ \mu m$ e um diâmetro de corte superior (D_{sup}) igual a $7\ \mu m$.

- **Fração torácica:** É definida como a fração em massa das partículas inaláveis as quais penetram além da laringe.

A fração torácica é definida por um diâmetro de corte em 50% (D_{50}) igual a $11,64\ \mu m$ e um diâmetro de corte superior (D_{sup}) igual a $30\ \mu m$.

A convenção para fração torácica é muito semelhante a definição para a fração PM_{10} , sendo esta última comumente utilizada para representar a fração torácica.

- **Fração PM_{10} :** É definida como a fração em massa das partículas coletadas por um amostrador cujo orifício de entrada possui corte de 50% de eficiência para partículas com $10\ \mu m$ de diâmetro aerodinâmico.

A fração PM_{10} é definida por um diâmetro de corte em 50% (D_{50}) igual a $10\ \mu m$ e um diâmetro de corte superior (D_{up}) igual a $30\ \mu m$.

A figura 4.6 mostra a percentagem de massa total das partículas em suspensão incluídas nas convenções inalável, respirável e torácica em função do seu tamanho.

Fig.4.6 - Convenção para partículas respiráveis, torácicas e inaláveis em função da % de PTS.

(Fonte: UNEP/WHO, 1994)

4.4 COMPOSIÇÃO QUÍMICA

O MPS apresenta uma considerável variabilidade de elementos em sua composição, chegando a ser constituído por centenas de compostos ou substâncias químicas diferentes. Tal fato ocorre devido à existência de grande quantidade de partículas finas, com grande capacidade de absorção, em associação com poluentes gasosos secundários. Portanto, para se determinar a composição química de qualquer partícula em suspensão, deve-se obter informações quanto a sua origem e seu subsequente histórico atmosférico (GODISH, 1991).

As frações fina e grosseira do MPS possuem diferenças marcantes em sua composição química. Em geral, a fração grosseira é básica e a fração fina é ácida.

Além do carbono na sua forma elementar, a fração fina apresenta em sua composição, íons como (SO_4^-), (NO_3^-), (NH_4^+), (H^+), compostos de chumbo e compostos orgânicos condensados. Uma variedade de metais também é encontrada na fração fina do MPS, sob a forma de traços metálicos tais como chumbo, mercúrio, cádmio, vanádio e cromo. A presença desses metais na fração fina do MPS é de fundamental importância para o campo da saúde pública, pois se trata de elementos que,

uma vez depositados no trato respiratório humano, podem ocasionar severos danos a saúde.

A composição química da fração grosseira do MPS é muito diversificada, sendo constituída por vários tipos de partículas, como partículas ressuspensas do solo, cinzas, fuligem e pólen entre outros. Entretanto, as partículas predominantes nessa fração são as partículas de origem mineral. Os elementos mais comumente encontrados incluem a sílica, o alumínio, o potássio, o ferro e o cálcio entre outros. Carbonatos e compostos orgânicos, podem, entretanto, ser encontrados em quantidades substanciais.

Em função de sua composição química o MPS pode provocar efeitos nocivos a um indivíduo devido a sua exposição a substâncias tóxicas. Quatro são os fatores que influenciam na extensão do dano desses efeitos sobre cada indivíduo. São eles: a concentração, a duração da exposição, a toxicidade e a suscetibilidade individual.

(5) LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

5.1 LEGISLAÇÕES INTERNACIONAIS

Assim como os poluentes atmosféricos não permanecem restritos aos limites impostos por fronteiras territoriais entre países, os efeitos da poluição do ar provocados por esses poluentes, de igual maneira abrangem uma escala de natureza global. Como exemplo podemos citar o efeito estufa ou a destruição da camada de ozônio. Em função disso, é de consenso mundial a necessidade de convenções internacionais para tratar do assunto, bem como propor limites para a emissão de certos poluentes.

Para o contexto europeu, BAUMBACH (1996) nos apresenta a estrutura internacional, que trata das regulamentações para o controle da poluição atmosférica. O autor evidencia a existência de uma estrutura hierárquica que tem em seu topo as convenções internacionais passando pelas diretrizes da união européia até chegar às regulamentações específicas de cada país. A figura 5.1 ilustra esse modelo estrutural de legislações.

Fig. 5.1 - Estrutura hierárquica da legislação internacional (Europa).

(Fonte: BAUMBACH, 1996)

5.2 LEGISLAÇÕES NACIONAIS

Nos itens a seguir, serão abordadas as legislações nacionais, existentes nos Estados Unidos e no Brasil, para o controle da poluição atmosférica.

5.2.1 Legislação americana

5.2.1.1 Histórico recente

A preocupação com a poluição do ar nos Estados Unidos vem desde o século passado. As primeiras leis relativas à poluição atmosférica, como as leis para o controle de emissão de fumaça de caldeiras à vapor, foram aprovadas pelas cidades americanas a partir de 1880.

A primeira lei nacional foi aprovada em 1955, a qual autorizava o governo federal a auxiliar as agências estaduais e municipais de controle da poluição do ar, provendo treinamento, pesquisa e assistência técnica.

A necessidade de se obter uma abordagem nacional mais eficiente para a questão da poluição do ar nos Estados Unidos resultou na aprovação, em 1963, do *Clean Air Act*, a primeira lei ambiental moderna a ser promulgada pelo congresso americano. Em 1965, o congresso aprovou a Lei de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores, a qual permitia ao governo federal estabelecer padrões nacionais de emissão para todos os veículos automotores novos vendidos nos Estados Unidos. Revisões menores do *Clean Air Act* ocorreram em 1966 e 1967.

A legislação federal relativa ao controle da poluição atmosférica foi consideravelmente consolidada por ocasião do estabelecimento do *Clean Air Act* de 1970. Nesse mesmo período, foi criada a agência americana de proteção ambiental, a *Environmental Protection Agency (EPA)*, órgão governamental americano responsável pela implementação do *Clean Air Act* e pelo cumprimento do programa de controle da poluição atmosférica. O *Clean Air Act* de 1970, com suas revisões (1971 e 1974) e emendas (1977 e 1990), constituem a base do programa federal de controle da poluição atmosférica dos Estados Unidos.

O *Clean Air Act* de 1970 criou uma parceria entre o governo federal e os estados americanos, reafirmando o papel chave dos governos locais e estaduais na regulamentação da poluição do ar. Ele proveu suporte técnico e financeiro aos estados e

expandiu as atividades do governo federal no campo da pesquisa e desenvolvimento. Ele estabeleceu uma estrutura por meio da qual a prevenção e o controle da poluição do ar se expandiram em três caminhos complementares e paralelos entre si: o gerenciamento da qualidade do ar, os limites federais de emissão para fontes fixas e os limites federais de emissão para fontes móveis.

Padrões nacionais de qualidade do ar ambiente (*National Ambient Air Quality Standards -NAAQS*) foram estabelecidos como base estratégica do *Clean Air Act*.

O *Clean Air Act* de 1970 exigiu que todos os padrões de qualidade do ar ambiente fossem alcançados até 1975, embora a *EPA* pudesse conceder prorrogações até 1977. Também exigiu que até meados dos anos setenta, as emissões para muitos poluentes originados de carros de passeio fossem reduzidas em 90 %.

A emenda de 1977 do *Clean Air Act* prorrogou o prazo para a obtenção dos padrões de qualidade do ar ambiente para o ano de 1982, permitindo um prazo adicional para determinados poluentes. Ela também incluía um plano de implementação para os estados caso o prazo limite fosse muito ultrapassado. Um programa foi estabelecido para assegurar a prevenção da deterioração da qualidade do ar em áreas onde os índices de poluição eram menores que os dos *NAAQS*. Além disso, a emenda de 1977 introduziu uma nova meta nacional: garantir a proteção da visibilidade em locais onde ela é fator importante, tais como parques nacionais e áreas desertas. Essa emenda também criou um novo prazo para satisfazer os padrões de emissão para automóveis e caminhões.

A mais recente emenda do *Clean Air Act* foi assinada em 15 de novembro de 1990. Essa emenda contém importantes revisões e teve como proposta restringir as três principais ameaças, no contexto americano, ao meio ambiente: a chuva ácida, os gases tóxicos e o não alcance dos *NAAQS*. Também exigiu que fossem tomadas providências extras para eliminar os agentes químicos responsáveis pela destruição da camada de ozônio. A seguir estão listadas as principais leis federais concernentes ao controle da poluição do ar que mereceram destaque na legislação ambiental americana, assim como algumas das novas políticas e programas estabelecidos por cada uma delas.

- *Air Pollution Control Act* (1955): Estabelece um programa nacional de fundos para a pesquisa da poluição do ar.

- *Motor Vehicle Exhaust Study Act* (1960): Estabelece um programa nacional de fundos para a pesquisa de emissões de veículos automotores.
- *Clean Air Act* (1963): Permite a intervenção federal nos programas de controle da poluição. Estabelece um programa de fundos para as agências locais e estaduais de controle da poluição do ar.
- *Motor Vehicle Air Pollution Control Act* (1965): Regulamenta as emissões para automóveis iniciando com modelos novos a partir de 1968.
- *Air Quality Act* (1967): Define regiões de controle da qualidade do ar (áreas metropolitanas). Publica documentos sobre os seis principais poluentes atmosféricos (*criteria pollutants*) e sobre técnicas de controle. Requer dos estados a fixação de padrões ambientais para as regiões de controle da qualidade do ar bem como os planos de implementação.
- *Clean Air Act Amendments* (1970): Estabelece os padrões nacionais de qualidade do ar ambiente. Estabelece padrões de emissão para poluentes atmosféricos perigosos. Estabelece padrões de desempenho para novas fontes. Prevê planos de controle para o transporte.
- *Clean Air Act Amendments* (1977): Propôs o relaxamento nos prazos para a obtenção dos *NAAQS*. Estabelece um programa para prevenir a deterioração da qualidade do ar em áreas não poluídas. Estabelece programas de inspeção e manutenção de veículos.
- *Acid Precipitation Act* (1980): Estabelece o desenvolvimento de um plano de pesquisa a longo prazo sobre a chuva ácida.
- *Clean Air Act Amendments* (1990): Propôs uma lista de poluentes atmosféricos tóxicos a serem controlados. Estabelece o programa de combustíveis alternativos. Estabelece o programa de licença nacional.

5.2.1.2 Estrutura do *Clean Air Act*

BAUMBACH (1996) apresenta a estrutura geral do *Clean Air Act*, e a subdivisão dos temas abordados. A estrutura do *Clean Air Act* assim se configura:

- Título I: Prevenção e Controle da Poluição do Ar
 - Parte A: Qualidade do Ar e Limitações de Emissão
 - Parte B: (Substituída)
 - Parte C: Prevenção da Deterioração Significativa da Qualidade do Ar
 - Parte D: Pedidos de Projeto para Áreas Não-Atingidas
- Título II: Padrões Nacionais de Emissão
 - Parte A: Padrões de Emissão para Automóveis
 - Parte B: Padrões de Emissão para Aeronaves
 - Parte C: Veículos de Combustível-Limpo
- Título III: Geral
- Título IV: Controle de Deposição Ácida
- Título V: Autorizações
- Título IV: Proteção da Camada de Ozônio

5.2.1.3 Padrões americanos de qualidade do ar

A legislação americana através do *Clean Air Act* exige que a *EPA* fixe padrões nacionais de qualidade do ar ambiente (*NAAQS*) para poluentes considerados prejudiciais a saúde pública e ao meio ambiente. Exige também que esses padrões sejam revisados a cada cinco anos. O estabelecimento desses padrões se deu através do desenvolvimento de tecnologias de controle para reduzir a emissão de poluentes, contribuindo assim para a proteção da saúde pública e do meio ambiente.

O *Clean Air Act* estabeleceu dois tipos de padrões nacionais de qualidade do ar: padrões primários e padrões secundários.

- Os padrões primários fixam limites para proteger a saúde pública, incluindo a saúde das populações “sensíveis”, como asmáticos, crianças e idosos.
- Os padrões secundários fixam limites para proteger o bem-estar público, incluindo a proteção contra a diminuição da visibilidade, danos aos animais, plantações, vegetação e construções.

A *EPA* estabeleceu padrões nacionais de qualidade do ar ambiente (*NAAQS*) para seis poluentes principais, os chamados "*criteria pollutants*". São eles: monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio, ozônio, chumbo, dióxido de enxofre, partículas < 10 µm (PM₁₀), partículas < 2,5 µm (PM_{2,5}). Os padrões americanos de qualidade do ar fixados pela *EPA* são apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Padrões americanos de qualidade do ar

POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	PADRÃO PRIMÁRIO µg/m ³	PADRÃO SECUNDÁRIO µg/m ³
Partículas < 10µm (PM ₁₀)	24 horas	150	150
	MAA ⁽¹⁾	50	50
Partículas < 2,5µm (PM _{2,5})	24 horas	65	65
	MAA ⁽¹⁾	15	15
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	24 horas	365 (0,14 ppm)	
	3 horas		1300 (0,50 ppm)
	MAA ⁽¹⁾	80 (0,03 ppm)	
Monóxido de Carbono (CO)	1 hora	40.000 (35 ppm)	
	8 horas	10.000 (9 ppm)	
Ozônio (O ₃)	1 hora	235 (0,12 ppm)	235 (0,12 ppm)
	8 horas	157 (0,08 ppm)	157 (0,08 ppm)
Chumbo (Pb)	Média trimestral	1,5	1,5
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	MAA ⁽¹⁾	100 (0,053 ppm)	100 (0,053 ppm)

(1) Média aritmética anual.

(Fonte: www.epa.gov/airs/criteria.html /

Acessado em 20/07/99)

5.2.2 Legislação brasileira

5.2.2.1 Histórico Recente

A partir de agosto de 1981 a questão ambiental no Brasil passou a ser regida pela Lei nº 6.938/81 de 31/08/81, cujo principal objetivo foi tornar o desenvolvimento econômico e social do país compatível com a preservação do meio ambiente e do equilíbrio ecológico. Nessa lei, foram estabelecidas a estrutura e as regras gerais da política ambiental brasileira, bem como a criação do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA).

O SISNAMA compreende um conjunto de organizações originadas de diferentes níveis da administração pública, responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental. Um importante membro do SISNAMA é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão normativo e deliberativo, que tem a responsabilidade de estabelecer as diretrizes, padrões e métodos, regras e regulamentações relativas ao meio ambiente. O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) é a entidade federal responsável pela execução da legislação além de outras atividades operacionais.

A base da prevenção e do controle da poluição atmosférica no Brasil é regida pela Resolução CONAMA nº 05/89 de 15/06/89, a qual instituiu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR).

O PRONAR tem como estratégia básica limitar, em escala nacional, os níveis de emissão por tipologia de fonte e poluentes prioritários, reservando o uso de padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle. Esses limites são estabelecidos por resoluções do CONAMA.

Como exemplo, citamos a Resolução CONAMA nº 08/90 de 06/12/90 que estabelece os limites máximos de emissão de poluentes no ar (Padrões de Emissão), para processos de combustão externa em fontes novas fixas. No que se refere as fontes móveis, a Resolução CONAMA nº 18/86 de 06/05/86, em conjunto com outras resoluções complementares (Resoluções CONAMA nº 03/89, 04/89, 06/93, 07/93 e 08/93), instituiu o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE).

Dentre as resoluções estabelecidas pelo CONAMA, uma é de especial interesse para o nosso estudo. Trata-se da Resolução CONAMA nº 03/90 de 28/06/90, a qual estabelece os padrões primários e secundários de qualidade do ar e os métodos de

referência para aferição da qualidade do ar, bem como os critérios para episódios agudos de poluição atmosférica. Os padrões nacionais de qualidade do ar e os critérios para episódios agudos de poluição do ar são apresentados nas tabelas 5.2 e 5.3. Outras importantes regulamentações foram estabelecidas ao longo do tempo e contribuíram para a formação da legislação ambiental brasileira referente a qualidade do ar.

O Brasil é uma república federativa constituída de estados os quais tem autonomia para estabelecer uma legislação própria de controle ambiental. Entretanto, existe uma estrutura geral para o controle ambiental esboçada pelo governo federal, que é utilizada naqueles estados onde ainda não existe uma legislação ambiental própria. Além da Constituição da República Federativa do Brasil, a estrutura hierárquica da legislação brasileira é constituída por Leis, Decretos-Lei, Decretos, Resoluções e Portarias. A seguir estão apresentadas, hierarquicamente, as principais regulamentações que mereceram destaque na legislação ambiental federal.

1) Constituição

- Título VIII : Da ordem social / Capítulo VI : Do meio ambiente/ Art. 225.

2) Leis

- Lei nº 6.938/81 de 31/08/81 regulamentada pelo Decreto nº 99.274/90: Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Define as regras gerais para políticas ambientais, para o sistema de licenciamento e cria CONAMA, que tem a responsabilidade de estabelecer padrões e métodos ambientais.
- Lei nº 8.723/93 de 28/10/93: Dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências. Estabelece os critérios básicos, prazos e limites de emissão para veículos novos e convertidos, define o percentual de álcool na gasolina e incentiva o planejamento dos transportes como meio de controle ambiental.

3) *Decretos-Lei*

- Decreto-Lei nº 1.413/75 de 14/08/75: Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais.

4) *Decretos*

- Decreto nº 76.389/75 de 03/10/75: Dispõe sobre as medidas de prevenção e controle da poluição industrial de que trata o Decreto-Lei nº 1.413/75, e dá outras providências.

5) *Resoluções*

- Resolução CONTRAN nº 507/76 de 30/10/76: Estabelece requisitos de controle de emissão de gases do cárter de motores veiculares novos, movido à gasolina.
- Resolução CONAMA nº 01/86 de 23/01/86: Dispõe sobre a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA). Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da avaliação de impacto ambiental, como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente.
- Resolução CONAMA nº 18/86 de 06/05/86: Institui em caráter nacional, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE). Estabelece os limites máximos de emissão para motores e veículos novos, bem como as regras e exigências para o licenciamento, para fabricação de uma configuração de veículo ou motor e para a verificação da conformidade da produção.
- Resolução CONAMA nº 03/89 de 15/06/89: Estabelece padrões e metas aos fabricantes com relação a emissão de aldeídos presentes no gás de escapamento de veículos automotores livres do ciclo de Otto.

- Resolução CONAMA nº 04/89 de 15/06/89: Regulamenta a emissão de hidrocarbonetos em presença de álcool. Estabelece metas para o desenvolvimento do método de medição da emissão de álcool em veículos.
- Resolução CONAMA nº 05/89 de 15/06/89: Institui o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), e dá outras providências.
- Resolução CONAMA nº 03/90 de 28/06/90: Dispõe sobre a qualidade do ar, definições e padrões.
- Resolução CONAMA nº 08/90 de 06/12/90: Estabelece, em nível nacional, limites máximos de emissão de poluentes do ar (padrões de emissão) para processos de combustão externa em fontes novas fixas de poluição com potências nominais totais até 70 MW (setenta megawatts) e superiores.
- Resolução CONAMA nº 06/93 de 31/08/93: Dispõe sobre a elaboração e divulgação das recomendações e especificações de calibração, regulagem e manutenção do motor, os sistemas de alimentação de combustível, e ignição, de carga elétrica, de partida, de arrefecimento, de escapamento e sempre que aplicável, dos componentes de sistemas de controle de emissão de gases, partículas e ruído.
- Resolução CONAMA nº 07/93 de 31/08/93: Dispõe sobre a definição das diretrizes básicas e padrões de emissão para estabelecimento de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso – I/M .
- Resolução CONAMA nº 08/93 de 31/08/93: Dispõe sobre o estabelecimento dos limites máximos de emissão de poluentes para os motores destinados a veículos pesados novos, nacionais e importados, em complemento à Resolução CONAMA nº 18/86. Recomenda as especificações do óleo diesel comercial necessárias ao controle ambiental.

- Resolução CONAMA nº 16/93 de 17/12/93: Dispõe sobre o licenciamento ambiental junto ao IBAMA, para as especificações, fabricação, comercialização e distribuição de novos combustíveis e sua formulação final para uso em todo o país, e dá outras providências. Regulamenta a Lei nº 8.723, ratificando as exigências das Resoluções CONAMA emitidas anteriormente sobre o assunto.
- Resolução CONAMA nº 14/95 de 13/12/95: Estabelece normas relativas ao PROCONVE.
- Resolução CONAMA nº 15/95 de 13/12/95: Estabelece normas relativa ao PROCONVE para o controle da emissão veicular de gases, material particulado e evaporativa, nova classificação dos veículos automotores.

6) *Portarias*

- Portaria MINTER nº 231/76* de 27/04/76: Estabelece os Padrões Nacionais de Qualidade do Ar para material particulado, dióxido de enxofre, monóxido de carbono e oxidantes. Os padrões de emissão serão propostos pelos estados.
- Portaria MINTER nº 100/80 de 14/07/80: Dispõe sobre a emissão de fumaça por veículos movidos a óleo diesel.
- Portaria Normativa IBAMA nº 348/90 de 14/03/90: Dispõe sobre padrões de qualidade do ar.
- Portaria IBAMA nº 86/96 de 17/10/96: Determina que os veículos automotores importados são obrigados a atender os mesmos limites de emissão de poluentes e níveis de ruídos estabelecidos para os veículos nacionais, mediante a obtenção junto ao IBAMA, da Licença para Uso da Configuração do Veículo ou Motor (LCVM).

* Esta portaria foi revogada implicitamente pela Resolução CONAMA nº 03/90 de 28/06/90.

- Portaria IBAMA nº 116/96 de 20/12/96: Prorroga, até 31 de março de 1997, a validade das Licenças para Uso da Configuração de Veículo ou Motor – LCVM, emitidas em 1996 para veículos leves de passageiros que não atendam aos novos limites.
- **Portaria IBAMA nº 167/97** de 26/12/97: Dispõe sobre a certificação de conformidade de veículos e motores nacionais ou importados, junto ao PROCONVE.

5.2.2.2 Padrões de qualidade do ar

Os principais objetivos do monitoramento da qualidade do ar são: fornecer dados para ativar ações de emergência durante períodos de estagnação atmosférica quando os níveis de poluentes possam representar risco a saúde pública; avaliar a qualidade do ar à luz de limites estabelecidos para proteger a saúde e o bem estar das pessoas; acompanhar as tendências e mudanças na qualidade do ar devidas a alterações nas emissões dos poluentes (CETESB, 1998).

No entanto, para atingir esses objetivos, torna-se necessária a fixação de padrões legais para o monitoramento da qualidade do ar.

Segundo CETESB (1998), um padrão de qualidade do ar define legalmente um limite máximo para a concentração de um componente atmosférico que garanta a proteção da saúde e do bem estar das pessoas. Os padrões de qualidade do ar são baseados em estudos científicos dos efeitos produzidos por poluentes específicos e são fixados em níveis que possam propiciar uma margem de segurança adequada.

5.2.2.3 Padrões brasileiros de qualidade do ar

No Brasil, o monitoramento da poluição atmosférica e o controle da qualidade do ar são previstos por legislação, a qual prevê o estabelecimento de padrões nacionais de qualidade do ar. A abrangência desses padrões está voltada para os principais poluentes atmosféricos, adotados universalmente como indicadores da qualidade do ar (dióxido de enxofre, partículas em suspensão, monóxido de carbono, oxidantes fotoquímicos expressos como ozônio, hidrocarbonetos e dióxido de nitrogênio).

A legislação federal, através da Portaria Normativa IBAMA nº 348/90 de 14/03/90, estabeleceu os padrões nacionais de qualidade do ar, ampliando o número de parâmetros anteriormente regulamentados através da Portaria MINTER nº 231/76 de 27/04/76. Os padrões estabelecidos através dessa portaria foram submetidos ao CONAMA em 28/06/90 e transformados na Resolução CONAMA nº 03/90.

Nessa resolução, são estabelecidos dois tipos de padrões de qualidade do ar: os primários e os secundários.

- São padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo.
- São padrões secundários de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo.

O objetivo do estabelecimento de padrões secundários é criar uma base para uma política de prevenção da degradação da qualidade do ar. Devem ser aplicados à áreas de preservação (parques nacionais, áreas de proteção ambiental, estâncias turísticas, etc.). Não se aplicam, pelo menos a curto prazo, a áreas de desenvolvimento, onde devem ser aplicados os padrões primários. Como prevê a própria Resolução CONAMA nº 03/90, a aplicação diferenciada de padrões primários e secundários requer que o território nacional seja dividido em classes I, II e III conforme o uso pretendido. A mesma resolução prevê ainda que enquanto não for estabelecida a classificação das áreas os padrões aplicáveis serão os primários.

Os padrões nacionais de qualidade do ar fixados na Resolução CONAMA nº 03/90 são apresentados na tabela 5.2. Os parâmetros que foram regulamentados são os seguintes: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio.

Tabela 5.2 - Padrões nacionais de qualidade do ar e métodos de referência.

POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	PADRÃO PRIMÁRIO µg/m ³	PADRÃO SECUNDÁRIO µg/m ³	MÉTODO DE MEDIÇÃO DE REFERÊNCIA
Partículas Totais em Suspensão	24 horas ⁽¹⁾ MGA ⁽²⁾	240 80	150 60	Amostrador de grandes volumes
Dióxido de Enxofre	24 horas MAA ⁽³⁾	365 80	100 40	Pararosanilina
Monóxido de Carbono	1 hora ⁽¹⁾ 8 horas	40.000 35 ppm 10.000 (9 ppm)	40.000 35 ppm 10.000 (9 ppm)	Infravermelho não dispersivo
Ozônio	1 hora ⁽¹⁾	160	160	Quimiluminescência
Fumaça	24 horas ⁽¹⁾ MAA ⁽³⁾	150 60	100 40	Refletância
Partículas Inaláveis	24 horas ⁽¹⁾ MAA ⁽³⁾	150 50	150 50	Separação Inercial/Filtração
Dióxido de Nitrogênio	1 hora ⁽¹⁾ MAA ⁽³⁾	320 100	190 100	Quimiluminescência

(1) Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano.

(2) Média geométrica anual.

(3) Média aritmética anual.

(Fonte: Resolução CONAMA nº 03/90 de 28/06/90)

A mesma resolução estabelece ainda os critérios para episódios agudos de poluição do ar, sendo que esses critérios são apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Critérios para episódios agudos de poluição do ar.

PARÂMETROS	NÍVEIS		
	ATENÇÃO	ALERTA	EMERGÊNCIA
Dióxido de Enxofre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 24 h	800	1.600	2.100
Partículas Totais em Suspensão (PTS) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 24 h	375	625	875
SO ₂ X PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 24 h	65.000	261.000	393.000
Monóxido de Carbono (ppm) - 8 h	15	30	40
Ozônio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 1 h	400 [†]	800	1.000
Partículas Inaláveis ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 24 h	250	420	500
Fumaça ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 24 h	250	420	500
Dióxido de Nitrogênio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - 1 h	1.130	2.260	3.000

(Fonte: Resolução CONAMA nº 3 de 28/06/90)

A legislação estadual, através da **Lei nº 997/76** de 31/05/76 regulamentada pelo **Decreto 8.468/76** de 08/09/76, também estabelece padrões de qualidade do ar e critérios para episódios agudos de poluição do ar, mas abrange um número menor de parâmetros. Os parâmetros fumaça, partículas inaláveis e dióxido de nitrogênio não têm padrões e critérios estabelecidos na legislação estadual. Os parâmetros comuns às legislações federal e estadual têm os mesmos padrões e critérios, com exceção dos critérios de

[†] O nível de atenção é declarado pela CETESB com base na legislação estadual que é mais restritiva (200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

episódio para ozônio. Nesse caso, a legislação estadual é mais rigorosa para nível de atenção ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e menos rigorosa para o nível de emergência ($1.200 \mu\text{g}/\text{m}^3$). O nível de alerta é o mesmo ($800 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

▪ Padrões nacionais da qualidade do ar para MP

Diversos autores como CETESB (1998), propõem uma subdivisão do poluente material particulado, considerando duas classes de partículas: as partículas totais em suspensão (PTS) - referindo-se às partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a $50\mu\text{m}$ - e as partículas inaláveis (PI) - referindo-se às partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente menor que $10\mu\text{m}$.

A Resolução CONAMA nº 3 de 28/06/90 estabelece padrões nacionais de qualidade do ar específicos para o material particulado em suspensão, tanto para períodos curtos de exposição - médias de 24 h - como para períodos longos - médias anuais. No âmbito desse trabalho deteremos no estudo do poluente denominado partículas totais em suspensão (PTS).

A tabela 5.4 apresenta os valores desses padrões, para as duas classes de material particulado, juntamente com os respectivos critérios para episódios agudos de poluição do ar.

Tabela 5.4 - Padrões nacionais de qualidade do ar para material particulado.

POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	PADRÃO PRIMÁRIO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PADRÃO SECUNDÁRIO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	CRITÉRIOS PARA EPISÓDIOS AGUDOS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
				ATENÇÃO	ALERTA	EMERG
PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO	24 h ⁽¹⁾	240	150	375	625	875
	MGA ⁽²⁾	80	60			
PARTÍCULAS INALÁVEIS	24 h ⁽¹⁾	150	150	250	420	500
	MAA ⁽³⁾	50	50			

(1) Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano.

(2) Média geométrica anual.

(3) Média aritmética anual.

(6) AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR

6.1. CONCEITOS

O termo avaliação da qualidade do ar refere-se à adoção de um método de amostragem e análise de poluentes na atmosfera, para caracterizar a sua qualidade numa determinada região e compará-la com a legislação em vigor.

Para tanto, devem ser utilizados métodos de amostragem e análise considerados métodos de referência, ou outros que lhes sejam equivalentes.

Nos Estados Unidos, por definição da *EPA*, método de referência é um método de amostragem e análise de um poluente atmosférico no ar ambiente, que tenha sido especificado como um método de referência nos apêndices do *Code Federal Regulations (CFR)*. Método equivalente é um método de amostragem e análise do ar ambiente que tenha sido designado como um método equivalente de acordo com o *Code Federal Regulations (CFR)* (USEPA, 1983).

No Brasil, segundo o CONAMA, método de referência é o método aprovado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO). Em sua ausência, o recomendado pelo IBAMA como o mais adequado deve ser utilizado preferencialmente. Poderão ainda ser adotados métodos equivalentes aos métodos de referência, desde que aprovados pelo IBAMA.

Dentre os poluentes atmosféricos, o material particulado em suspensão é um dos mais mencionados na literatura, e em consequência, os particulados têm sido mais extensivamente monitorados por períodos muito maiores do que os outros poluentes.

O principal pré-requisito num projeto de qualquer equipamento de amostragem do MPS é a sua capacidade em coletar uma amostra representativa (USEPA, 1983).

A representatividade de uma amostra de material particulado está associada à obtenção de informações de alguns parâmetros próprios da amostra tais como: concentração, distribuição granulométrica e composição química (USEPA, 1983; UNEP/WHO, 1994).

6.2. OBJETIVOS

A avaliação da qualidade do ar deve ser planejada conforme objetivos fixados previamente. Portanto, antes de se considerar a escolha dos métodos de amostragem e análise e a estratégia de monitoramento, é necessário avaliar quais são os objetivos do monitoramento.

Os objetivos de um programa de monitoramento para a avaliação da qualidade do ar podem incluir: o fornecimento de dados para estudos de impacto ambiental e estudos dos efeitos potenciais do poluente sobre a saúde humana; a imposição da compatibilização dos dados medidos com a legislação; a identificação das fontes poluidoras; o fornecimento de dados para uso em estudos epidemiológicos; a identificação de tendências como resultado da implantação de regulamentações ou mudanças no comportamento social e/ou econômico; o fornecimento de dados para o estabelecimento de estratégias de controle da poluição do ar para verificar a eficácia das medidas adotadas e para a ativação de ações de emergência; e, o mais importante, prover dados necessários para o desenvolvimento de um programa adequado para o gerenciamento da qualidade do ar.

Uma vez definidos os objetivos do monitoramento, é possível determinar qual a faixa de tamanho de partículas a ser amostrada, qual o método de amostragem mais apropriado e qual o tipo de caracterização química e/ou física que será necessário.

Portanto, um programa de monitoramento da poluição atmosférica deve ter seus objetivos ajustados com a escolha dos métodos de amostragem e análise, pois esses elementos são de fundamental importância na avaliação da qualidade do ar.

6.2.1 Aplicação dos dados

Os dados obtidos em um programa de monitoramento de MPS com uso de amostradores de grande volume, podem ser úteis para várias finalidades. A USEPA (1983) apresenta três aplicações básicas para os dados levantados em uma amostragem de MPS, as quais estão descritas a seguir.

6.2.1.1 Natureza e magnitude

A utilização de amostradores de grande volume localizados estrategicamente numa determinada área resultará na coleta de amostras representativas que auxiliarão na caracterização da poluição por material particulado presente naquela área. Informações como a concentração ambiente e a composição química do MPS podem ser obtidas através dessas amostras. Tais informações auxiliarão na definição da natureza e da magnitude da poluição do ar por material particulado em suspensão, além de prover indícios da existência de perigos potenciais a saúde pública.

6.2.1.2 Tendências

Dados da concentração de MPS, obtidos através de programas de amostragem realizados ao longo de muitos anos, podem ser utilizados no prognóstico de tendências desse poluente para uma dada área. A descoberta de tendências através da análise dos dados de um conjunto de amostras é uma tarefa difícil devido à extensa faixa de valores encontrados. Entretanto, a aplicação de técnicas estatísticas sofisticadas podem ser utilizadas para superar esse problema. Tendências sazonais podem ser mais facilmente detectadas, enquanto que um tratamento mais elaborado dos dados é requerido quando se pretende obter tendências de longo prazo.

6.2.1.3 Padrões de qualidade

Tipos de dados como os apresentados nos estudos de tendências, quando utilizados em conjunto com dados de efeitos à saúde, podem ser úteis para o estabelecimento de padrões de qualidade do ar. Entretanto, é impossível estabelecer padrões apropriados sem um completo conhecimento prévio da qualidade do ar existente. Quando a qualidade do ar existente em um dado ambiente é totalmente conhecida, estratégias para o controle de emissões de poluentes podem ser desenvolvidas com o intuito de atender aos padrões de qualidade do ar estabelecidos.

6.2.2 Precisão e exatidão

Os limites de precisão e exatidão de qualquer programa de amostragem devem ser compreendidos através de uma adequada interpretação dos dados obtidos em função do método utilizado. Segundo a USEPA (1983), os fatores que influenciam na precisão e

exatidão de uma amostragem realizada com amostradores de grande volume incluem: características operacionais do amostrador, exatidão na calibração, características do filtro, localização do amostrador, umidade relativa do ar, natureza e concentração do material particulado e gases que estão presentes no ar amostrado.

O termo precisão pode ser definido como o grau de concordância que existe entre os resultados obtidos em amostragens sob condições idênticas ou muito similares, por exemplo envolvendo tempo, localização, procedimento, equipamento e pessoal.

O termo exatidão pode ser definido como sendo o quanto o valor obtido em uma medida se harmoniza com o valor real da quantidade medida (valor exato).

Numa amostragem de material particulado, não existe um método padrão para se determinar valores reais. Consequentemente, a exatidão, como definida acima, não pode ser medida. Entretanto, existem diversas fontes de erro que são conhecidas numa amostragem de material particulado em suspensão com uso de amostradores de grande volume, as quais podem ser minimizadas.

6.2.3 Fontes inerentes de erro

As principais fontes inerentes de erro presentes numa amostragem de MPS são apresentadas a seguir.

6.2.3.1 Variação do fluxo de ar

A massa do material coletado no filtro representa a soma dos produtos das vazões instantâneas pelas concentrações instantâneas de partículas. Entretanto, a divisão dessa massa pela vazão média ao longo do tempo de amostragem somente resulta na concentração real de material particulado se a vazão permanecer constante ao longo de todo o período. O erro decorrente de uma vazão não uniforme depende da magnitude das variações instantâneas da vazão e da concentração de material particulado. Normalmente, tais erros não são significativos, mas podem ser reduzidos ainda mais ao se equipar o amostrador com um mecanismo de controle automático que mantenha a vazão constante durante o período de amostragem.

6.2.3.2 Medição do volume de ar

Mudanças substanciais ou não uniformidade da vazão durante o período de amostragem podem acarretar erro apreciável no volume de ar estimado ao se empregarem as médias de vazão medidas antes e após a amostragem. Uma maior exatidão nas medidas de volume de ar pode ser obtida equipando-se o amostrador com um dispositivo que mantenha a vazão constante durante o período de amostragem. Pode-se utilizar também um dispositivo calibrado para registro contínuo da vazão real durante o período de amostragem, integrando-se esta vazão ao longo do período.

O emprego de um registrador contínuo de vazão é recomendado, sobretudo se o amostrador não estiver equipado com um dispositivo de controle de vazão constante.

6.2.3.3 Perda de voláteis

As partículas voláteis coletadas no filtro podem se perder durante a amostragem, transporte ou estocagem do filtro antes da pesagem. Embora tais perdas sejam inevitáveis, o filtro deve ser pesado novamente logo que possível após a amostragem.

6.2.3.4 Material particulado artificial

Material particulado artificial pode ser formado na superfície de filtro de fibra de vidro alcalino pela oxidação de gases ácidos no ar amostrado, resultando no cálculo de uma concentração de PTS maior do que a realmente existente. Esse efeito geralmente ocorre no início do período de amostragem e é em razão do pH do filtro e da presença de gases ácidos. Acredita-se que o fenômeno contribua apenas com uma pequena percentagem do ganho em massa do filtro, porém o efeito pode tornar-se significativo quando são coletadas massas relativamente pequenas de material particulado.

6.2.3.5 Umidade

Os filtros de fibra de vidro são comparativamente insensíveis a variações na umidade relativa, porém o material particulado coletado pode ser higroscópico. O procedimento de condicionamento dos filtros minimiza, mas não elimina completamente, erros devido à umidade.

6.2.3.6 Manuseio do filtro

É necessário cuidado no manuseio do filtro entre as pesagens anterior e posterior à amostragem, a fim de se evitarem erros devido à perda de fibras ou partículas do filtro. Erros de manuseio são minimizados com o uso de recipientes para proteção do filtro (envelopes de papel ou pastas plásticas).

6.2.3.7 Material particulado não amostrado

Material particulado pode ser depositado no filtro pela ação do vento durante o período em que o amostrador está inoperante. Erros dessa fonte podem ser minimizados programando-se a colocação e a retirada do filtro de modo a reduzir os “períodos de não amostragem”, anterior e posterior ao período de operação do amostrador.

6.2.3.8 Erros no uso do programador de tempo

Programadores de tempo são normalmente empregados para dar partida e parar o amostrador. Erros no período de amostragem nominal de 1440 min (24 h) podem ser acarretados por interrupção de energia elétrica durante o período de amostragem ou por discrepância entre os momentos de partida e parada reais e os registrados na folha de campo. Tais discrepâncias podem ser causadas por erro de programação, baixa resolução ou defeitos do *timer*.

Em geral, os programadores eletrônicos digitais possuem resolução bem melhor que a dos programadores eletromecânicos, porém necessitam de bateria para dar continuidade de operação em caso de interrupção de energia. Um registrador contínuo de vazão ou um horômetro fornecem tanto a indicação do tempo de funcionamento do amostrador como as eventuais interrupções de energia durante o período de amostragem, são, portanto, de uso recomendado.

6.2.3.9 Recirculação da exaustão do amostrador

Em condições de calma, o ar de exaustão do amostrador pode ser reamostrado. Isso parece não afetar substancialmente a medição de PTS, mas pode resultar em aumento das massas de carbono e cobre na amostra coletada, ocasionadas pela captura de partículas do motor do amostrador. Esse problema pode ser minimizado lançando-se

o ar de exaustão através de um duto, de no mínimo 40 cm, preferencialmente a jusante do amostrador com relação à direção do vento.

6.2.3.10 Sensibilidade à direção e à velocidade do vento

O formato triangular do teto da casinhola do amostrador associado a flutuações da direção e velocidade dos ventos podem proporcionar uma variabilidade no tamanho das partículas coletadas.

6.3. MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

A determinação do MPS pode ser considerada como um processo de duas fases. Primeiro, o ar ambiente carregado de particulados é amostrado através de amostradores específicos que possuem um apropriado orifício de entrada por onde o fluxo de ar passa, depositando o material particulado sobre um filtro; em seguida, é realizada a análise do material particulado coletado. O conceito de método de amostragem torna-se um tanto genérico se levarmos em consideração apenas a configuração do orifício de entrada do equipamento e o fluxo de ar amostrado. Programas de monitoramentos específicos são caracterizados pela escolha prévia do método de amostragem em associação com o subsequente método de análise a ser utilizado.

Vários métodos de amostragem podem ser empregados para avaliar a concentração de partículas em suspensão. Em razão dos objetivos definidos para a amostragem, podem ser utilizados desde métodos mais simples, por exemplo medidas de massa total em suspensão e fumaça preta, até métodos mais sofisticados, por exemplo a coleta de partículas por frações de tamanho para subsequente caracterização física e química.

Os métodos de amostragem mais comumente utilizados são aqueles que possuem como instrumentação, amostradores do tipo *High Volume Sampler (HVS)*, *Medium Volume Sampler (MVS)*, *Low Volume Sampler (LVS)*. Esses equipamentos não realizam uma amostragem seletiva de tamanho de partículas. Apenas fornecem dados como o volume de ar amostrado por unidade de tempo. A configuração do orifício de entrada desses equipamentos é projetada essencialmente para capturar o MPS.

A UNEP/WHO (1994) apresenta uma sucinta descrição dos métodos mais comumente utilizados num programa de amostragem para a determinação do MPS. Uma

das características principais desses métodos é não proporcionarem uma amostragem seletiva por tamanho de partículas, mas fornecerem basicamente informações sobre o volume de ar amostrado por unidade de tempo. Esse dado é essencial para o cálculo da concentração do material particulado no ar ambiente.

6.3.1 Método do amostrador de grande volume

O método do amostrador de grande volume é usualmente aceito como o método mais apropriado para a realização de um programa de amostragem de PTS. Foi esse o método de amostragem adotado neste trabalho.

Segundo a USEPA (1992a) apud UNEP/WHO (1994), grande parte da vasta quantidade de dados existentes sobre o MPS foram obtidos utilizando-se deste conhecido método. Isso se deve em grande parte à algumas características próprias do equipamento utilizado nesse método, tais como: baixo nível de sofisticação técnica, baixo custo, alta durabilidade.

Nesse método, o ar é succionado através de um filtro, geralmente de fibra de vidro ou outro material relativamente inerte, não higroscópico e que apresente baixa resistência à passagem do ar. O cálculo da massa de material particulado coletado é determinado através da técnica da gravimetria. A taxa de fluxo de ar succionado é de 1,1 m³/min a 1,7 m³/min (~ 2000 m³/dia). O dispositivo indicador de fluxo de ar é calibrado utilizando-se um calibrador padrão de vazão (CPV). As dimensões do orifício de entrada do amostrador (porta filtro) medem cerca de 25 cm x 30 cm. As dimensões do filtro são de 20,3 cm x 25,4 cm. O filtro é pesado antes e depois da amostragem numa balança sob condições especiais de temperatura e umidade. Antes de cada pesagem, o filtro é pré-condicionado por pelo menos 24 h. A concentração em massa do PTS é calculada pelo quociente entre a massa de particulado e o volume total de ar amostrado. O método se aplica para medições de concentrações em massa de PTS com tempo de coleta de 24 h, com níveis acima de 1-5 µg/m³ e partículas com tamanho até 100 µm (dependendo do vento).

▪ Histórico do desenvolvimento

Na década de 40, Silverman e Viles (1948) apud USEPA (1983), descrevem o desenvolvimento de um coletor de aerossóis que consistia basicamente do motor de um

aspirador de pó doméstico encaixado em um abrigo hermético constituído por uma lâmina de metal. Todo este conjunto foi adaptado para dar suporte a um filtro de 4 polegadas de diâmetro. Mecanismos foram ajustados de modo que fosse possível medir o fluxo de ar através do sistema. Em virtude desse amostrador operar à vazões mais elevadas do que os outros amostradores existentes, ele foi identificado como amostrador de grande volume, designação que persiste até hoje. O amostrador de *Silverman* sofreu um aperfeiçoamento em 1950 quando a *Staplex Company* efetuou a troca da fina lâmina de metal que compreendia o abrigo do motor por um abrigo de alumínio mais resistente. A adoção de um porta filtro de aço inoxidável como suporte para filtros de 8 x 10 polegadas permitiram um período maior de operação do amostrador (24 h) e consequentemente a coleta de uma quantidade de material particulado muito maior do que aquela que até então era possível.

Com o tempo, em função do desempenho do amostrador da *Staplex*, notou-se a necessidade de um amostrador mais robusto, que melhor atendesse aos requisitos de um programa de amostragem de larga escala. Em 1957, em colaboração com a *General Metal Works*, foi desenvolvido um novo amostrador de grande volume. Esse novo modelo dispunha de um motor instalado no interior de uma casinhola de alumínio, eliminando assim a lâmina de metal e os componentes de borracha utilizados pela *Staplex*. Assim simplificou-se também a operação de troca de escovas e do motor. Melhorias no desempenho do amostrador foram obtidas progressivamente, como resultado das incorporações de dispositivos auxiliares ao modelo original, tais como *timers*, registradores de fluxo, controladores de fluxo constante e dispositivos de separação por tamanho. Atualmente, esse modelo de amostrador é largamente aceito. Entretanto, existem outros modelos de amostradores no mercado.

6.3.2 Método do amostrador de médio volume

Nesse método, a taxa de fluxo de ar succionado é da ordem de $0,1 \text{ m}^3/\text{min}$ ($\sim 150 \text{ m}^3/\text{dia}$). A dimensão do orifício de entrada e de coleta do filtro é de cerca de 5 cm. O limite de detecção é cerca de $10 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ para um período de amostragem de 24 h. A eficiência da amostragem é, em grande parte, dependente da ação do vento, decrescendo monotonicamente com a velocidade do vento para partículas com tamanho entre 25-50 μm . Usualmente, o amostrador de médio volume não é considerado um equipamento

adequado quando se tem como objetivo medir a concentração de PTS (exceto para situações onde exista baixa incidência de partículas grosseiras).

6.3.3 Método do amostrador de baixo volume

Nesse método a taxa de fluxo de ar que passa pelo filtro é da ordem de poucos metros cúbicos por dia ($\sim 2 \text{ m}^3/\text{dia}$). A dimensão do orifício de entrada e de coleta do filtro é de cerca de 5 cm. Devido ao pequeno volume de ar amostrado, o limite de detecção gravimétrico é muito alto (dezenas de $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Este método não é indicado para aplicações gravimétricas (medida de concentrações de PTS), devendo somente ser utilizado para o propósito de subsequentes análises de filtros carregados de material particulado. Ele é comumente utilizado para medições de escurecimento e pode ser usado em alguns casos para análises de metais ou aerossóis secundários. A amostragem é menos dependente da velocidade do vento por causa do tamanho das partículas (diâmetros entre 5-10 μm).

6.3.4 Método do classificador de aerossóis de amplo alcance

O classificador de aerossóis de amplo alcance é essencialmente um Hi-vol gigante. O orifício de entrada de ar desse equipamento tem um diâmetro de 60 cm, e é protegido por um escudo de vento de 160 cm de diâmetro. O fluxo de ar amostrado é de cerca de $2.500 \text{ m}^3/\text{h}$ ($60.000 \text{ m}^3/\text{dia}$).

O método do classificador de aerossóis de amplo alcance é o único método que permite amostragens representativas de partículas acima de 60 μm de diâmetro, mesmo sob fortes ventos. Esse classificador deve ser considerado como um instrumento de aplicações especiais. A sua grande dimensão física (ele é construído sobre um *trailer*), difícil manuseio, necessidade de energia elétrica de 3 fases e a geração de elevados níveis de ruído, tornam-no inadequado para uso geral.

6.4. MÉTODOS DE ANÁLISE

SAMCHUK e PILIPENKO (1987), declaram existir vários métodos de análise disponíveis atualmente, os quais podem ser classificados em dois grandes grupos: químicos e físicos. Usualmente, métodos de análise química são baseados em reações químicas, enquanto que métodos de análise física são baseados em certas propriedades

físicas. Existem outros métodos que são baseados nessas duas propriedades, os denominados métodos físico-químicos.

A análise da composição química do MPS é uma operação bastante complexa, devido a alguns fatores específicos relacionados ao material amostrado, tais como a pequena quantidade de massa coletada e a grande variedade de elementos químicos presentes. É imprescindível portanto, a utilização de métodos analíticos versáteis para se obter uma análise confiável da composição química.

De acordo com UNEP/WHO (1994) e BAUMBACH (1996), a análise do MP coletado em filtros pode ser realizada de vários modos e através do uso de diferentes técnicas analíticas. Em estudos nos quais se deseja obter informações para a avaliação da qualidade do ar, usualmente são realizadas três diferentes tipos de análises:

- A determinação da massa (cálculo da concentração de massa total do MP)
- A caracterização física (determinação da distribuição granulométrica do MP)
- A caracterização química (análise da composição química do MP)

6.4.1 Determinação da massa

A UNEP/WHO (1994) apresenta quatro técnicas para a determinação da massa total de particulados coletados em filtros. Essas técnicas são:

- Gravimetria
- Radiometria / Atenuação β
- Refletância / *Black Smoke*
- Nefelometria / Espalhamento de luz

A seguir é apresentada uma breve descrição das quatro principais técnicas utilizadas para a determinação da massa de material particulado coletado em filtros.

6.4.1.1 Gravimetria

A gravimetria é uma técnica utilizada para se determinar a massa total do MP coletado em filtros. A massa é obtida em uma balança eletrônica analítica, com sensibilidade de 0,1 mg.

O princípio de funcionamento é bastante simples nesta técnica; os filtros são pesados antes e depois de cada amostragem com o intuito de determinar a massa líquida

de material particulado coletado. Os filtros “virgens”, bem como os já amostrados, são acondicionados 24 h antes de cada pesagem em dessecadores, que tem a função de manter a temperatura entre 15 e 35°C e a umidade relativa abaixo de 50% (Norma ABNT - NBR 9547: SET 1997). Recomenda-se utilizar filtros de um mesmo lote evitando-se com isto alterações de fabricação entre lotes.

O sistema gravimétrico manual é muito trabalhoso. Quando são previstas amostragens diárias, é preferível considerar o uso de um sistema automático de amostragem.

6.4.1.2 Radiometria / Atenuação β

Na medição de partículas por atenuação da radiação β , um fluxo de ar é succionado isocineticamente através de um conduto no interior do equipamento de medição. O MP contido nesse fluxo de ar é depositado sobre um filtro de papel em forma de fita, sendo em seguida bombardeado por uma fonte de radiação β . A atenuação dos raios- β devido à massa de particulado existente no filtro é utilizada como uma medida indireta de concentração de massa. Após certo período, a fita é deslocada automaticamente e uma nova massa de MP é coletada. A concentração do MP é determinada pelo valor máximo armazenado na memória do equipamento.

Os equipamentos de medição baseados nesse princípio são controlados por microcomputador e denominados de monitores de atenuação de partículas-beta. A absorção- β por unidade de massa depende da razão entre o número e a massa atômica dos elementos presentes na amostra. Essa razão é quase constante (entre 0,44 - 0,53) para todos os elementos (exceto H_2 e Pb). Por esse motivo, essa técnica é pouco dependente da composição química das partículas coletadas.

6.4.1.3 Refletância / *Black Smoke*

A análise do escurecimento (opacidade) de um filtro carregado de partículas é interpretada como uma medição do carbono grafítico total contido nos aerossóis do ambiente. A opacidade é determinada pela comparação da refletância da luz branca num filtro não carregado (R_o) e de um filtro carregado (R). A luz refletida passa duas vezes pela camada de partículas depositadas no filtro, ou seja: $\ln(R/R_o) = 2 \ln(I/I_o)$, onde I_o é a intensidade de luz branca incidente e I é a intensidade de luz transmitida através da

camada de partículas na ausência hipotética do filtro. Na prática, as partículas penetram até certo ponto, dependendo do tipo de filtro e velocidade do fluxo de ar. Isso produz um aumento da reflexão e um decréscimo da transmissão (UNEP/WHO, 1994) .

6.4.1.4 Nefelometria / Espalhamento de luz

Quando um feixe de luz atravessa um determinado volume de ar carregado de partículas, esse feixe de luz incidente é simultaneamente atenuado e espalhado por essas partículas. A determinação da concentração do MP presente se dá através da análise do feixe de luz espalhado, sendo que a quantidade de luz espalhada depende diretamente do número e tamanho das partículas presentes no volume de ar medido.

A técnica de espalhamento de luz é aplicada quando se deseja medir aerossóis entre cerca de 0,1 e 3 μm . O fenômeno do espalhamento de luz é dominado pela não absorbância das partículas “brancas” do ambiente, especialmente os aerossóis secundários (sulfatos + nitratos + amônia). A conversão dos valores obtidos do espalhamento de luz para valores de concentração em massa se realiza da mesma forma que na técnica de refletância.

Dentre as técnicas analíticas disponíveis para a determinação da massa total do material particulado coletado, a gravimetria foi a técnica utilizada neste trabalho.

6.4.2. Caracterização Física

Para autores como ALLEN (1997), BERNHARDT (1994) e VALERY JR. et al. (1990), existem diversos métodos de análise de tamanhos de partículas, os quais são baseados em diferentes técnicas analíticas. Dentre as quais destacam cinco:

- Peneiramento
- Classificação em meio fluido
- Sedimentação
- Microscopia
- Interferência de campo

As curvas de distribuição granulométrica obtidas nessas análises podem ser muito distintas, dependendo do princípio físico em que se fundamenta a técnica adotada. De acordo com RAWLE (1993), existem diferentes técnicas de análise. Para cada técnica, utiliza-se como objeto de medida propriedades físicas diferentes, como por exemplo, peso, volume, área superficial, comprimento máximo ou comprimento mínimo. Portanto, técnicas de análise distintas podem fornecer curvas granulométricas distintas.

A figura 6.1 apresenta uma classificação para métodos de medida de tamanho de partículas baseada no fracionamento granulométrico.

1 - Métodos com fracionamento granulométrico.

2 - Métodos sem fracionamento granulométrico.

Fig. 6.1 – Métodos de medida de tamanho de partículas.

A seguir, é apresentada uma descrição sucinta das principais técnicas utilizadas na análise de tamanho de partículas.

6.4.2.1 Peneiramento

O peneiramento é uma técnica de análise de tamanhos de partículas muito antiga. Entretanto, ainda é muito utilizada, notadamente na mineração. Apresenta como

principal vantagem ser aplicável à uma extensa faixa de tamanho, abrangendo partículas de 3 μm até 125 mm. É também uma técnica relativamente barata (BERNHARDT, 1994).

ALLEN (1997) descreve o peneiramento como sendo uma operação na qual uma amostra de MP é introduzida em um conjunto de peneiras, dispostas em coluna, cujas malhas de aberturas são de tamanho fixo. Uma vibração mecânica é oferecida à coluna de tal maneira que as partículas passem pelas aberturas. A vibração é mantida até que o MP contido em cada peneira não consiga mais passar através das malhas das peneiras inferiores.

O peneiramento é provavelmente, a técnica de análise de tamanho de partículas mais largamente utilizada, em razão da utilização de equipamentos, procedimentos analíticos e conceitos básicos aparentemente muito simples.

6.4.2.2 Classificação em meio fluído

Classificação em meio fluído é um processo para separação de materiais dispersos, baseado no movimento de partículas em suspensão para diferentes pontos sob o efeito de diferentes forças. O fluído é usualmente água ou ar e as forças envolvidas são da gravidade para elutriadores e centrífuga ou de Coriolis para classificadores giratórios. Outras forças de importância são a força de arraste devido ao fluxo relativo entre as partículas e o meio, e a força de inércia devido ao movimento de aceleração da partícula. Este método é aceito como o mais indicado para a determinação da granulometria de partículas finas.

6.4.2.3 Sedimentação

Métodos de sedimentação gravitacional utilizados na determinação do tamanho de partículas são baseados na deposição de uma esfera de densidade unitária, sob a força da gravidade, em um meio fluído de extensão infinita (ALLEN 1997).

O conceito empregado se baseia no fato de que partículas de diferentes tamanhos possuem diferentes velocidades num meio fluído em repouso. Por essa razão, as mudanças espacial e temporal da concentração num sistema de sedimentação provê informações substanciais sobre a distribuição quantitativa de tamanhos de partículas, caracterizada pela velocidade terminal de seu movimento.

Para BERNHARDT (1994), a determinação de tais distribuições é denominada análise por sedimentação, e requer um conhecimento teórico e experimental dos seguintes fenômenos:

- Conexão entre a velocidade de sedimentação e o tamanho das partículas como função das propriedades do material, do sistema e de outras condições presentes na coluna de sedimentação.
- Conexão entre a distribuição das concentrações dos sólidos observados após um tempo determinado e a sua distribuição granulométrica.

De acordo com ALLEN (1997), a sedimentação é considerada uma técnica tradicional de análise de tamanhos de partículas. É muito utilizada na indústria cerâmica e de tintas, sendo aplicada a faixa de partículas entre 2 μm e 50 μm . As técnicas de sedimentação podem ser classificadas por de três parâmetros: tipo de suspensão (homogêneo ou leito inicial), princípio de medição (cumulativo ou com incremento) e campo de força (gravitacional ou centrífugo).

6.4.2.4 Microscopia

A microscopia é freqüentemente utilizada como um método absoluto de análise de tamanho de partículas, pois trata-se do único método no qual as partículas podem ser observadas e medidas individualmente. É útil não apenas na determinação do tamanho de partículas mas também na avaliação da morfologia dessas partículas. Possibilita também a obtenção de informações quanto a existência de dispersão ou de aglomeração no sistema (ALLEN, 1997).

A técnica de microscopia ou análise de imagens pode ser subdividida em dois tipos: microscopia óptica e microscopia eletrônica.

A microscopia óptica quando utilizada para análise granulométrica de partículas, é aplicada com maior freqüência para partículas pertencentes a uma faixa de tamanhos de 3 μm até 150 μm . O limite teórico inferior da técnica é de aproximadamente 0,2 μm .

Na microscopia eletrônica, as partículas sólidas são bombardeadas com elétrons de alta energia. A interação elétron-amostra resultante é utilizada para caracterizar fisicamente as partículas.

6.4.2.5 Interferência de campo

É conveniente dividir as técnicas de medida de tamanho de partícula envolvendo a interação entre partículas e um campo externo em duas categorias: técnicas de varredura de fluxo e técnicas de varredura de campo.

- **Técnicas de varredura de fluxo**

Nessas técnicas, as partículas são analisadas uma de cada vez e a interação resultante é tomada como medida de seu tamanho. Essas técnicas têm uma aplicação geralmente limitada a suspensões com baixas concentrações de partículas, sendo melhor utilizadas para a determinação de distribuições granulométricas em volume. A técnica de varredura de fluxo mais amplamente utilizada é a técnica do contador de partículas Coulter (*Coulter counter*).

- **Técnicas de varredura de campo**

Técnicas de varredura de campo são aquelas nas quais a distribuição granulométrica de uma população de partículas é inferida a partir da interação ocorrida entre a população e o dispositivo de medição. As técnicas de espalhamento de luz fazem parte dessa categoria.

Dentre as técnicas analíticas disponíveis para a realização da caracterização física de amostras de material particulado, está a técnica de Espalhamento de Luz Laser de Baixo Ângulo. Esta foi a técnica analítica utilizada neste trabalho. A seguir é feita uma breve descrição desta técnica de varredura de campo.

- **Espalhamento de Luz Laser de Baixo Ângulo (LALLS)**

Essa técnica se baseia na interação de um feixe de luz com partículas em um meio fluido. Quando um feixe de luz atinge uma quantidade de partículas, parte da luz sofre espalhamento, parte é absorvida e parte é transmitida. O “espalhamento” inclui a luz difratada, refratada e refletida. O diâmetro médio das partículas é então medido pela intensidade de energia da luz em determinados ângulos de espalhamento. Um conjunto de lentes, detectores fotoelétricos e um microprocessador irão captar a intensidade de energia espalhada e transformá-la em distribuição granulométrica das partículas.

6.4.3 Caracterização Química

A química analítica é uma ferramenta indispensável na caracterização do MP coletado através de um programa de amostragem que tem como objetivo o estudo da poluição atmosférica. EWING (1972) define a química analítica como sendo “a ciência e a arte da determinação da composição de substâncias em termos dos elementos ou compostos que os constituem.”

Análises químicas permitem-nos obter uma série de informações referentes ao material que está sendo estudado. Informações como a identificação dos elementos químicos presentes (análise qualitativa) e a sua quantificação (análise quantitativa). Através delas, também podem ser obtidas informações quanto a origem, características e particularidades do material analisado.

Uma grande variedade de técnicas de análises químicas estão disponíveis para identificar a composição do MP coletado. Essas técnicas são utilizadas principalmente para determinar “entidades funcionais” como grupos iônicos e metais.

A análise química do MP coletado em filtros é usualmente realizada com o intuito de determinar a presença de componentes específicos desse particulado tais como metais. Tal caracterização composicional pode ser importante para uma avaliação dos efeitos potenciais do MP a saúde humana e ao meio ambiente, assim como para uma investigação da contribuição de diferentes fontes de partículas ao MPS.

De acordo com a UNEP/WHO (1994), existem disponíveis sete técnicas analíticas que são utilizadas na obtenção da caracterização química de elementos presentes em amostras de MPS. São elas:

- Fluorescência de raios-x (XRF)
- Análise por ativação de neutrons (NAA)
- Emissão de raios-x por partículas induzidas (PIXE)
- Espectrometria de absorção atômica (AAS)
- Espectrometria de emissão atômica por plasma induzido (ICP-AES)
- Espectrometria de massa por plasma induzido (ICP-MS)
- Cromatografia iônica (IC)

A seguir é apresentada uma breve descrição das sete principais técnicas analíticas utilizadas na caracterização da composição química do MPS.

6.4.3.1 Espectrometria de fluorescência de raios-x (XRF)

A espectrometria está baseada na absorção e emissão de uma pequena faixa de comprimento de onda do espectro eletromagnético.

Quando se objetiva identificar o maior número possível de elementos presentes numa amostra, tendo-se que evitar a deterioração física ou fotoquímica da mesma, deve-se utilizar a espectrometria de fluorescência de raios-x por ser uma técnica multi-elementar não destrutiva. Hoje em dia, a XRF possibilita a determinação de traços metálicos (tais como Pb, Zn, Ca, Si), incluindo os elementos do flúor ao chumbo. Na XRF, a análise é feita através da excitação da amostra com raios-x e posterior análise da subsequente fluorescência característica obtida.

Nessa técnica analítica, a amostra é irradiada com um feixe de energia de um dado comprimento de onda (RX), entre 0,1 a 100 Å. A radiação absorvida faz com que a amostra emita uma radiação secundária de comprimento de onda peculiar aos elementos presentes na amostra. Essa radiação emitida é então registrada em detetores, depois de haver sido refratada pelos planos cristalográficos do cristal analisador sobre o qual é focalizada por um sistema de colimação. Para uma análise quantitativa, uma calibração adequada, deve ser feita para se comparar padrões semelhantes às amostras.

6.4.3.2 Análise por ativação de neutrons (NAA)

A análise por ativação de neutrons de amostras de particulados em suspensão, com algumas poucas exceções, é similar a XRF no que se refere a limite de detecção, sendo também indicada para a determinação de um grande número de elementos em uma única amostra. Da mesma forma que a XRF, essa técnica tem sido freqüentemente utilizada na caracterização de “assinaturas” de fontes, isto é, na obtenção da composição elementar característica de fontes específicas de emissão.

Nessa técnica analítica, a amostra usualmente contida em um frasco de polietileno é exposta a um elevado fluxo termal. Sistemas pneumáticos de transferência rápida são utilizados para transportar as amostras para fora da posição de radiação. Reações nucleares ocorrem, as quais resultam em emissões de raios- γ da agora, amostra radioativa. Esses são detectados por detetores especiais, os quais possuem uma alta resolução para separar a energia dos raios- γ associados com cada elemento. Dependendo

do tipo de amostra e dos elementos a serem determinados, períodos de irradiação curtos ou longos são utilizados para cada amostra, juntamente com períodos variáveis para o decaimento radioativo.

6.4.3.3 Emissão de raios-x por partículas induzidas (PIXE)

A emissão de raios-x por partículas induzidas é uma técnica analítica baseada na espectroscopia de raio-x; sendo que se difere da XRF na fonte de excitação para obtenção da fluorescência. Trata-se de uma técnica de rápida análise e especialmente indicada para amostras com pequena área e espessura de até 10 μm . A análise química pode ser feita para elementos da tabela periódica que vão do Si até Pb.

Nessa técnica analítica, um feixe de íons incidente em uma amostra (geralmente prótons ou partículas alfa), com alguns MeV de energia, excita os elétrons das camadas internas dos átomos. Quando estes retornam às camadas originais emitem o raio-x, cujas energias são características de cada átomo, representadas pelas linhas de transição K e L. As emissões de raios-x são medidas por um detetor de Si (Li) e armazenadas em um analisador multicanal. Com base nos espectros de raios-x pode-se então identificar e quantificar a concentração dos elementos químicos presentes na amostra de MP.

6.4.3.4 Espectrometria de absorção atômica (AAS)

A espectrometria de absorção atômica é uma das técnicas analíticas mais amplamente utilizadas para análise de elementos com baixas concentrações e traços, sendo indicada para cerca de 70 elementos químicos. As exceções incluem ânions, enxofre, carbono e halogênios. Entretanto, essa técnica está sujeita ao efeito matriz e à interferências inter-elementos, para os quais técnicas corretivas estão geralmente disponíveis.

Nessa técnica analítica, a absorção da luz por um meio composto de átomos livres do elemento a ser determinado é medida através de comprimentos de onda característicos numa faixa entre 180 e 900 nm. A quantidade de luz absorvida aumenta com a concentração de átomos no meio (Lei de Beer). Uma lâmpada catódica para prover a emissão do espectro é usualmente utilizada como uma fonte de emissão de intensidade constante.

6.4.3.5 Espectrometria de emissão atômica por plasma induzido (ICP-AES)

A espectrometria de emissão atômica com fonte de excitação de plasma de argônio induzido é um método de análise multi-elementar com capacidade para a determinação de quantidades maiores, menores e traços nas mais diferentes amostras com precisão e exatidão aceitáveis para uma análise química quantitativa.

Nessa técnica analítica, uma fonte de excitação, o calor gerado pelo gás argônio ionizado, é usada para a excitação de elementos químicos, os quais emitem radiações de comprimento de onda característicos das transições eletrônicas de cada elemento, permitindo a análise quantitativa dos elementos em estudo em amostras sólidas, líquidas e gasosas. A introdução de amostras líquidas é a forma mais comum de análise e essa introdução dá-se por meio de nebulização das amostras. Na análise de amostras líquidas, faz-se uso de padrões com características semelhantes às amostras, eliminando ou minimizando a interferência de matriz. A escolha de comprimentos de onda adequados faz com que não se tenha interferências espectrais.

6.4.3.6 Espectrometria de massa por plasma induzido (ICP-MS)

A espectrometria de massa é uma técnica poderosa para a identificação de estruturas químicas, sendo possível obter várias informações a partir da análise de um espectro, dentre as quais a composição elementar. Em geral, é utilizada na identificação de substâncias orgânicas. Entretanto, compostos inorgânicos também podem ser analisados.

Nessa técnica analítica, o composto a ser analisado, o qual é submetido a um feixe de elétrons de alta energia, sofre uma fragmentação característica e específica. Tais fragmentações são registradas quantitativamente segundo a abundância dos íons gerados, os quais são separados em função da relação massa/carga. A energia requerida para a geração de um certo fragmento a partir da molécula ionizada depende da ligação a ser quebrada, dos conteúdos energéticos do íon positivo e do fragmento neutro, e também do possível arranjo estérico dos átomos na própria molécula.

6.4.3.7 Cromatografia iônica (IC)

A cromatografia iônica engloba uma série de técnicas que se diferem no modo de obtenção da separação e detecção dos compostos analisados. Essa técnica é utilizada

para determinar uma extensa gama de ânions, como compostos de enxofre, NO_3^- , Cl^- , Br^- , F^- , I^- , HPO_4^- , BrO_3^- e cátions como NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} com precisão de ppb. Assim como a ICP-AES ou AAS, a cromatografia iônica é uma técnica destrutiva necessitando de um tratamento específico da amostra.

Nessa técnica, a amostra é posta dentro de uma solução aquosa, normalmente ácida. As partículas são filtradas e em seguida a solução é submetida a análise. Uma condição prévia para a aplicação desta técnica é de que a composição do “material filtrante” não interfira na análise.

Em geral, devido a pequena quantidade de massa disponível em amostras de material particulado em suspensão, as técnicas não destrutivas, como XRF, NAA e PIXE são as mais indicadas para a caracterização química, pois além de não haver a necessidade de dissolver os filtros, possui uma sensibilidade muito alta a uma grande faixa de elementos.

Dentre as técnicas analíticas disponíveis para a realização da caracterização química de amostras de material particulado, a espectrometria de fluorescência de raios-x (XRF) foi a técnica utilizada neste trabalho.

(7) PARÂMETROS METEOROLÓGICOS

7.1 IMPORTÂNCIA

Os problemas associados com a poluição atmosférica são uma preocupação mundial. Atualmente, um grande número de contaminantes são lançados diariamente na atmosfera provenientes de uma variedade de fontes. Sabendo-se que a concentração desses poluentes atmosféricos está fortemente relacionada às condições meteorológicas, torna-se de fundamental importância o estudo de tais condições (EAGLEMAN, 1985).

A parte da ciência meteorológica que trata especificamente da questão da poluição atmosférica associada às condições meteorológicas é denominada de meteorologia da poluição atmosférica, e está voltada especificamente para o estudo do comportamento dos poluentes lançados na atmosfera, provenientes quer seja de fontes naturais, antropogênicas ou devido a acidentes ambientais (LYONS e SCOTT, 1990).

Para BERLYAND (1991), o estudo de parâmetros meteorológicos associados à poluição do ar contribui para a formação de uma estrutura base que facultará tanto uma avaliação imparcial da situação atual e de tendências futuras da poluição atmosférica, quanto proverá informações essenciais para o desenvolvimento de programas específicos de monitoramento da qualidade do ar.

De acordo com IZRAEL (1984) apud BERLYAND (1991), em estudos envolvendo parâmetros meteorológicos da poluição atmosférica, mais e mais importância é dada para a dispersão dos poluentes, ou seja, para a taxa com que as concentrações dos poluentes são modificadas na atmosfera.

7.2 INFLUÊNCIA

Antes de se tornarem efetivamente parte da atmosfera, os poluentes atmosféricos podem estar sujeitos a uma série de influências como, por exemplo, diluição física, transformações químicas e processos de enriquecimento e remoção. Características dos poluentes como tempo de permanência na atmosfera, deposição e impacto provocado são consideravelmente determinados por esses fatores. Tais influências são novamente dependentes de processos atmosféricos, os quais variam de acordo com as condições meteorológicas.

Num programa de amostragem de poluentes que tenha como objetivo a prevenção e o controle da qualidade do ar, deve-se levar em conta alguns parâmetros

meteorológicos locais, devido a influência que estes exercem sobre o comportamento de certos poluentes, os quais contribuem para o aumento dos índices da poluição do ar.

7.3 DISPERSÃO DE POLUENTES

Autores como GODISH (1985) e BAUMBACH (1996) indicam a velocidade e direção dos ventos, a turbulência e a estabilidade atmosférica como fenômenos meteorológicos importantes para a dispersão dos poluentes atmosféricos numa escala local.

De acordo com ASSUNÇÃO (1998), os poluentes lançados na atmosfera sofrem o efeito de processos complexos, sujeitos a vários fatores que determinam a concentração do poluente no tempo e no espaço. Assim, a mesma emissão, sob as mesmas condições de lançamento no ar, pode produzir concentrações diferentes num mesmo local, dependendo das condições meteorológicas presentes.

Em estudos desenvolvidos pela CETESB, relacionados a programas de monitoramento da qualidade do ar, são abordados parâmetros meteorológicos como dispersão, sistemas frontais, índice pluviométrico, inversões térmicas, calmarias e velocidade dos ventos (CETESB, 1998).

A seguir, estão listados os principais parâmetros meteorológicos que influenciam na dispersão dos poluentes atmosféricos em escala local.

- Ventos (velocidade e direção)
- Turbulência (movimentação do ar)
- Inversão térmica (perfil vertical de temperatura)
- Estabilidade atmosférica (intensidade da radiação solar)
- Índices pluviométricos (regime de chuvas)

7.3.1 Ventos

A dispersão de poluentes ocorre preferencialmente na direção dos ventos. O vento tem um efeito de diluição sobre as concentrações de poluentes proporcional a sua velocidade horizontal. Assim como a velocidade dos ventos aumenta, o volume de ar em movimento lançado por uma fonte em um dado período de tempo também aumenta. Se a taxa de emissão é relativamente constante, ao dobrar-se a velocidade dos ventos diminuir-se-á pela metade a concentração do poluente, pois a taxa de concentração e inversamente proporcional à velocidade dos ventos.

7.3.2 Turbulência

Fluxos de ar constantes na atmosfera estão sujeitos a movimentos irregulares tridimensionais denominados turbulências. A turbulência é constituída por dois processos específicos: turbulência térmica e turbulência mecânica.

A turbulência da atmosfera exerce um papel importante no transporte e difusão e conseqüente dispersão da poluição atmosférica. De modo geral, a turbulência da atmosfera é determinada pela velocidade dos ventos e pelo perfil vertical de temperatura. A movimentação na direção vertical pode ser atribuída à turbulência térmica resultante de parcelas de ar aquecido que ascende da superfície terrestre, sendo substituídas pelo ar mais frio em sentido descendente. A movimentação dos poluentes na direção horizontal é determinada pela turbulência mecânica provocada pelo vento na sua instabilidade direcional e de velocidade, associada às características topográficas da região.

7.3.3 Inversão térmica

A inversão térmica ocorre quando uma camada de ar mais quente é encontrada acima de uma camada mais fria, ou seja, quando a camada de ar mais próxima a superfície da Terra é mais fria do que a camada de ar que está à altitudes maiores.

Os movimentos verticais de massas de ar dependem, fundamentalmente, do perfil vertical de temperatura, ou seja, da variação da temperatura do ar com a altitude. Ar seco resfria-se à taxa de 1°C para cada 100 m de altitude (taxa adiabática seca). Portanto, quando a temperatura do ar aumenta com a altitude, diz-se que há inversão térmica, fenômeno esse de origem natural e não em decorrência da poluição do ar. A inversão térmica atua como uma barreira limitando assim a dispersão dos poluentes.

7.3.4 Estabilidade atmosférica

A estabilidade atmosférica ocorre na ausência de radiação solar, ausência de nuvens e ventos leves. Céu nublado e ventos fortes caracterizam a condição neutra da atmosfera. As condições para a ocorrência de instabilidade atmosférica são a alta radiação solar e ventos de baixa velocidade. Quanto mais estável a atmosfera, menor será a diluição e o transporte dos poluentes, contribuindo para a poluição do ar.

7.3.5 Índices pluviométricos

As chuvas influenciam na qualidade do ar de maneira acentuada, sendo um importante agente de autodepuração da atmosfera, principalmente em relação às partículas presentes na atmosfera, e aos gases solúveis ou reativos com a água.

Apesar de não tratar-se de um parâmetro meteorológico, vale ressaltar que a topografia da região exerce um papel importante no comportamento dos poluentes na atmosfera. Fundos de vales são locais propícios para o aprisionamento dos poluentes, principalmente quando ocorrem inversões térmicas, que impedem a subida dos poluentes, transformando esses locais em verdadeiras câmaras de concentração e de reação, sobretudo na ocorrência do *smog*¹ fotoquímico.

¹ Um aerossol constituído de partículas sólidas e líquidas, criado, ao menos em parte, pela ação da luz solar sobre vapores. O termo *smog* é uma combinação das palavras *smoke* e *fog* e freqüentemente refere-se a toda a faixa desses poluentes incluindo os constituintes gasosos.

(8) METODOLOGIA

A metodologia utilizada neste trabalho envolveu duas fases, a saber: coleta de dados e análise dos dados.

8.1 COLETA DE DADOS

A coleta de dados se deu basicamente através da realização da amostragem de MPS, utilizando-se como equipamentos de coleta dois amostradores de grande volume (Hi-vols). Essas medições de campo foram realizadas em três áreas distintas: uma mineração de grande porte (Mina a céu aberto), uma mineração de pequeno porte (Pedreira) e uma área urbana (campus da USP/SP).

As metodologias adotadas para os programas de amostragem em cada uma das três áreas pré-selecionadas são descritas posteriormente.

8.1.1 Instrumentação

Existem diversos tipos de equipamentos bem como diferentes técnicas de coleta (filtração, precipitação eletrostática, precipitação térmica e impactação), que podem ser utilizados na amostragem de partículas em suspensão.

De acordo com a USEPA (1983), dentre as várias técnicas disponíveis, a filtração tem-se mostrado como a mais adequada à rotina de amostragem de material particulado em suspensão. O equipamento denominado de amostrador de grande volume, conhecido internacionalmente por Hi-vol (abreviatura do termo em inglês *High Volume Sampler*) é usualmente aceito como a ferramenta mais adequada para o monitoramento da poluição do ar por MPS, sendo, portanto o equipamento mais empregado para esse fim. O método de referência adotado neste trabalho foi o método do amostrador de grande volume.

Dados da USEPA (1983) indicam que aproximadamente 20.000 Hi-vols já estavam em operação, no início dos anos 80 nos Estados Unidos, vinculados a agências governamentais de controle da poluição, centros de pesquisa e indústrias. Tal fato se justifica em função do Hi-vol possuir algumas características específicas como ser portátil, de fácil manutenção e de baixo custo, além de fornecer uma razoável precisão nos resultados da amostragem. Embora o Hi-vol seja aceito como o equipamento padrão

no monitoramento do material particulado, ele apresenta uma falha inerente que é a incapacidade de prover dados em “tempo real”.

8.1.1.1 Amostrador de grande volume (Hi-vol)

Atualmente os amostradores de grande volume são formados basicamente pelos seguintes componentes: motor-aspirador, porta filtro / motor, casinhola de abrigo, indicador de vazão, programador de tempo (*timer*), regulador de tensão e horômetro. Entretanto, esse conjunto de componentes deve ser considerado como sendo uma unidade única de funcionamento, como ilustrado na figura 8.1.

O amostrador de grande volume pode ser dividido em três partes principais: 1. o amostrador propriamente dito (motor-aspirador e porta filtro / motor-aspirador), 2. a casinhola de abrigo, 3. dispositivos auxiliares (Figura 8.1).

Fig. 8.1 - Conjunto amostrador, dispositivos auxiliares e casinhola.

▪ Amostrador

- O amostrador propriamente dito é formado por dois componentes, o motor-aspirador e o porta filtro/motor. A figura 8.2 ilustra o amostrador.

O amostrador deve ser dotado de meios adequados que possibilitem:

- aspirar a amostra de ar, por redução de pressão, através do filtro a uma velocidade facial uniforme.

- a instalação firme e sem vazamentos do filtro na casinhola de abrigo.
- a ausência de outros vazamentos que possam causar erros na medição do volume total de ar amostrado.
- o ajuste da vazão visando acomodar variações da perda de carga no filtro, variações da voltagem da linha e da altitude.
- a conveniente troca de filtros.

Fig. 8.2 - Conjunto porta filtro / motor-aspirador.

▪ Casinhola de abrigo do amostrador

A casinhola de abrigo além de prover proteção para o amostrador e demais dispositivos auxiliares deve:

- permitir o acesso irrestrito do ar ambiente de todas as direções e ao mesmo tempo evitar a “deposição por impacto direto” das partículas coletadas sobre o filtro.
- manter o filtro na posição horizontal pelo menos 1 m acima da superfície do piso do amostrador de modo que o ar seja aspirado para baixo através do filtro.
- cobrir e proteger o filtro e o motor-aspirador contra intempéries.
- descarregar o ar de exaustão a uma distância de pelo menos 40 cm da entrada de ar no amostrador.

- minimizar a coleta de material particulado por ressuspensão, incorporando para isso, um defletor entre a saída de exaustão e o piso.

O teto da casinhola de abrigo do amostrador deve ter a forma de um beiral e deve ser montado de modo que forme uma passagem de ar entre o teto e as paredes da casinhola em todos os lados.

A recomendação é de que a área de entrada do ar deva ser tal que a velocidade do ar que passa por essa abertura esteja entre 20 cm/s e 35 cm/s, garantindo assim a captura efetiva das partículas. A velocidade de captura das partículas do ar é determinada dividindo a vazão de ar amostrado pela área de entrada do ar medida num plano horizontal na extremidade inferior do teto da casinhola do amostrador. Idealmente, a área de entrada de ar e a vazão de ar amostrado deveriam ser pré-determinados, de modo que permitissem obter uma velocidade de captura ideal de $25 \text{ cm/s} \pm 2 \text{ cm/s}$. A figura 8.3 ilustra a direção do fluxo de ar dentro da casinhola.

Fig. 8.3 - Direção do fluxo de ar dentro da casinhola.

▪ Dispositivos auxiliares

➤ Indicador de vazão

O amostrador deve incorporar um dispositivo para indicação de vazão do aparelho. O tipo de dispositivo mais comum é o registrador contínuo de vazão por meio de um transdutor de pressão com orifício. Outros tipos de indicadores que podem ser utilizados são o medidor eletrônico de vazão mássica, o de orifício com medida de pressão diferencial por manômetro de coluna e o rotâmetro.

Qualquer que seja o indicador de vazão utilizado, ele deve permitir a calibração e leitura, em unidades de vazão correspondentes, com aproximação de $0,02 \text{ m}^3 / \text{min}$, ao longo da faixa de $1,0 \text{ m}^3 / \text{min}$ a $1,8 \text{ m}^3 / \text{min}$ em condições padrão. A figura 8.4 apresenta exemplos de dispositivos indicadores de vazão.

Fig. 8.4 - Exemplos de dispositivos indicadores de vazão.

➤ Programador de tempo (timer)

Um *timer* funciona como um relógio que permite ligar e desligar automaticamente uma carga programável nos horários pré-determinados, em ciclos diários ou semanais. O programador de tempo utilizado deve ser capaz de dar partida e desligar o amostrador no período de tempo de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$ ($1440 \text{ min} \pm 60 \text{ min}$) com uma exatidão de pelo menos $\pm 30 \text{ min}$.

➤ Regulador de tensão

O regulador de tensão tem como função básica aumentar a vida útil do motor-aspirador e de suas escovas, bem como manter a coleta da amostra dentro da faixa de vazão de amostragem recomendada pelas normas vigentes.

O regulador deve ser capaz de reduzir a voltagem que chega da rede elétrica para níveis abaixo de 120/240 V.

➤ **Horâmetro**

A principal função de um horâmetro é medir com precisão o tempo de amostragem, mas ele também é útil na determinação do tempo acumulado de uso do motor e de suas escovas, facilitando a realização de um programa de manutenção preventiva.

8.1.1.2 Filtros

O uso de filtros em programas de amostragem de partículas em suspensão tem aumentado muito nos últimos anos no campo do monitoramento ambiental. Muitos fatores tem contribuído para que isso ocorra, podendo-se citar o baixo custo e facilidade de manuseio.

De acordo com USEPA (1983), a escolha do filtro para uma rotina de amostragem de particulados em suspensão é influenciada pelos objetivos do programa de amostragem e pelas características do equipamento de coleta a ser utilizado.

Em trabalhos realizados pela IAEA (1992) apud UNEP/WHO (1994), é apresentada uma detalhada discussão sobre os mecanismos para a escolha de filtros e as suas limitações para subsequente análise química.

Na escolha de um filtro para a realização de um programa de amostragem de partículas em suspensão, deve-se levar em consideração a disponibilidade em apresentar certas propriedades, como possibilitar a retenção das partículas ao mesmo tempo em que permita a passagem do fluxo de ar, prover a coleta de uma certa quantidade de amostra que facilite uma posterior caracterização da composição química e determinação da concentração do material particulado em suspensão.

Existem diferentes tipos de filtros, mas a escolha do tipo de filtro ideal vai depender dos objetivos da amostragem. Por exemplo, quando se tem como objetivo simplesmente obter dados sobre a massa total de partículas em suspensão, essa escolha não é tão criteriosa, pois dependendo do tipo de filtro escolhido, este pode vir até a tornar-se a causa de uma pequena fonte de erros nos valores obtidos. Por outro lado, quando se tem como objetivo a realização de análises adicionais, como por exemplo, a caracterização química e/ou física do particulado, então se torna relevante a realização de uma escolha mais criteriosa do filtro.

▪ Tipos

Segundo a USEPA (1983) os filtros são classificados em dois grandes grupos: filtros de membrana e filtros de fibra.

➤ Filtros de membrana

Esses filtros são usualmente constituídos de *gels* secos de éster celulose, sendo que os tipos mais comumente utilizados são os fabricados a partir de materiais como: Teflon, polyester, policarbonato e PVC. Esses filtros são os mais adequados para a coleta de material particulado quando se tem como objetivo a realização da caracterização química da amostra por técnicas analíticas, como por exemplo, a fluorescência de raios-X.

➤ Filtros de fibra

De acordo com a UNEP/WHO (1994) dentre os vários tipos de filtros fibrosos, o filtro de fibra de vidro é mais recomendado para um programa de amostragem de particulados quando a determinação da concentração desse particulado é obtida através da técnica da gravimetria.

Existem filtros de fibra de vidro que apresentam alto teor de interferentes em sua composição e que se prestam exclusivamente para medidas de PTS por processo gravimétrico. Por outro lado, existem filtros mais apurados (baixo teor de interferentes), que podem ser aplicados em amostragens objetivando análises qualitativas ou semiquantitativas, como por exemplo, na caracterização de traços metálicos.

Segundo USEPA (1983), as amostras coletadas em filtros de fibra de vidro são próprias para análise de uma variedade de poluentes orgânicos e um grande número de contaminantes inorgânicos incluindo traços metálicos e muitas outras substâncias não metálicas. São também excelentes para o monitoramento da radioatividade, mas são deficientes quando se pretende uma análise química quantitativa de elementos que já estão presentes em quantidades significativas na própria composição do filtro.

Em resumo, os filtros constituídos de fibra de vidro, apesar de não serem ideais para todas as circunstâncias, têm sido os que apresentam o maior número de requisitos necessários em um programa de amostragem de material particulado. Tais filtros apresentam como características desejáveis, uma eficiência de coleta de no mínimo 99 %

para partículas com diâmetro aerodinâmico superior ou igual a $0,3\ \mu\text{m}$, baixa resistência ao fluxo de ar e pouca afinidade por umidade.

▪ Características

Em conformidade com a ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 1997, são apresentadas a seguir as especificações técnicas necessárias para os filtros que são utilizados em amostragens objetivando a determinação da concentração de PTS através do método do amostrador de grande volume:

- Dimensões: $20,3\ \text{cm} \pm 0,2\ \text{cm} \times 25,4\ \text{cm} \pm 0,2\ \text{cm}$.
- Área de exposição nominal: $406,5\ \text{cm}^2$.
- Material: fibra de vidro ou outro relativamente inerte e não higroscópico.
- Eficiência de coleta: 99 % no mínimo, conforme teste do Ftalato de Dioctil (FDO) para partículas de $0,3\ \mu\text{m}$ de diâmetro (ASTM 2986).
- Perda de carga recomendada: entre 5,6 kPa a 7,2 kPa (42 mmHg a 54 mmHg) a uma vazão de $1,5\ \text{m}^3/\text{min}$ em condições-padrão através da área de exposição nominal.
- pH: 6 a 10
- Integridade: perda de massa de, no máximo, 2,4 mg.
- Furos: nenhum.
- Tensão de ruptura: 500 g no mínimo, para uma tira de filtro de 20 mm de largura, cortada na direção mais fraca. (ASTM-D 828).
- Fragilidade: nenhuma rachadura ou separação de material após uma dobra simples na direção do maior comprimento.

▪ Manuseio

Após ter sido feita a escolha do tipo de filtro a ser utilizado, o mesmo deve ser identificado através de um código ou número. Usualmente esta identificação é feita em cada lado do filtro, nos vértices diagonalmente opostos. Cuidados devem ser tomados para não rasgar o filtro no momento da inscrição do nº de identificação sendo recomendado o uso de canetas de ponta porosa.

No início de cada período de amostragem o filtro a ser utilizado deve ser inspecionado visualmente para se detectar furos, rupturas, partículas ou outras

imperfeições que possam causar uma deposição irregular ou perda de material particulado. Uma recomendação prática é a de posicionar o filtro contra uma fonte de luz durante a inspeção.

Filtros não devem ser dobrados antes do uso evitando-se com isso a geração de padrões de fluxo de ar errôneos no decorrer da amostragem. Ao ser transportado, deve-se sempre acondicionar o filtro em recipientes protetores como pastas plásticas ou envelopes de papel, a fim de se evitarem erros na pesagem devido à perda de fibras do filtro ou do material particulado coletado. (USEPA, 1983)

▪ Ambiente de condicionamento

Os filtros devem ser equilibrados, antes e depois da pesagem, por um período de pelo menos 24 horas em um ambiente condicionado - câmara de pesagem ou dessecador - a uma temperatura entre 15 °C e 30 °C com variação máxima de ± 3 °C e umidade relativa inferior a 50 % com variação máxima de ± 5 %, livre de gases básicos ou ácidos que possam vir a reagir com o filtro. Tal procedimento se justifica devido à necessidade de se eliminar possíveis erros na pesagem em função da existência de umidade associada ao filtro e ao material particulado coletado. A figura 8.5 mostra o efeito da umidade sobre o peso dos filtros de fibra de vidro. A figura 8.6 mostra os efeitos da umidade sobre o peso do material particulado (ABNT, 1997).

Fig. 8.5 - O efeito da umidade relativa sobre o peso de filtros de fibra de vidro a 24 °C.

(Fonte: USEPA, 1983)

Fig. 8.6 - O efeito da umidade relativa sobre o peso do material particulado a 24 °C.

(Fonte: USEPA, 1983)

▪ Pesagem

A ABNT (1997) determina que se pese o filtro (após equilíbrio de umidade) antes e depois de cada coleta, a fim de se determinar o ganho líquido em massa devido ao particulado coletado, utilizando-se de uma balança analítica com precisão de 0,1 mg.

8.1.1.3 Calibrador padrão de vazão (CPV)

O tipo convencional de CPV consiste em: uma unidade (copo) com orifício, que se conecta a entrada do Hi-vol por um adaptador, um manômetro ou outro dispositivo que permita medir a perda de carga no orifício, um dispositivo para variar o fluxo de ar através do amostrador (placas), um termômetro e um barômetro (Figura 8.7).

O CPV utilizado para calibração do Hi-vol deve atender os seguintes requisitos básicos:

- Permitir relacionar a vazão indicada pelo registrador contínuo de vazão, em qualquer local e a qualquer momento, com a vazão indicada por um padrão primário oficial.
- Poder ser instalado sem vazamento à entrada do Hi-vol e medir a vazão do ar amostrado.
- Poder variar a vazão do amostrador dentro da faixa de $1,0 \text{ m}^3/\text{min}$ a $1,8 \text{ m}^3/\text{min}$. (esta faixa de vazão é obtida pelo acoplamento de placas de resistência ao fluxo de ar).

Fig. 8.7 – Calibrador padrão de vazão tipo orifício e placas de resistência.

8.1.1.4 Balança analítica

A balança analítica utilizada deve possuir uma câmara de pesagem com dimensões e pratos especiais que possibilitem a pesagem de filtros abertos (sem dobras) de 203 mm x 254 mm.

A balança analítica utilizada para a pesagem deve ter a sensibilidade de 0,1 mg e ser calibrada utilizando-se de três a cinco valores padrões numa faixa que inclui os valores de pesos esperados dos filtros amostrados e não amostrados. Os filtros devem ser preferencialmente pesados no interior da câmara de pesagem (ambiente acondicionado), na ausência desta, os filtros devem ser transferidos diretamente do dessecador para a balança, minimizando-se com isso os erros devido à influência de

interferentes como a umidade. A figura 8.8 apresenta o ambiente de acondicionamento ideal para a pesagem dos filtros (balança analítica no interior de uma câmara).

Fig. 8.8 - Câmara de pesagem .

8.1.1.5 Barômetro

O barômetro é utilizado para indicar a pressão barométrica no orifício de exaustão do indicador de vazão quando forem usadas correções.

O barômetro utilizado deve ser capaz de medir variações de pressão barométrica na faixa de 500 mmHg a 800 mmHg (66 kPa a 1060 kPa) e com resolução de ± 5 mmHg (0,67 kPa).

8.1.1.6 Termômetro

O termômetro é utilizado para indicar a temperatura aproximada do ar no orifício de exaustão do indicador de vazão quando forem usadas correções.

O termômetro utilizado deve ser capaz de medir variações de temperatura na faixa de -40°C a $+50^{\circ}\text{C}$ (223 K a 323 K) e com uma resolução de 2°C (2 K).

8.1.2 Programa de amostragem

8.1.2.1 Operação

- Procedimento

O procedimento a ser adotado em um programa de amostragem de MPS através do método do amostrador de grande volume é especificado pela ABNT (1997). A seguir é descrito o procedimento adotado na coleta de amostras de MPS:

1. Numerar cada filtro, próximo à borda, com um número de identificação ou código.
2. Checar cada filtro contra uma fonte de luz e observar se não há furos, partículas ou outras imperfeições; filtros com tais imperfeições devem ser descartados.
3. Manter cada filtro no ambiente de condicionamento por pelo menos 24 h para equilíbrio de umidade.
4. Após esse período, pesar cada filtro com precisão de 0,1 mg e anotar a massa inicial (m_i) e o número de identificação do filtro no formulário de amostragem / Hi-vol.
5. Não dobrar o filtro antes da coleta da amostra. Transportá-lo dentro de um envelope de papel ou pasta plástica.
6. Colocar o Hi-vol em funcionamento por, pelo menos 5 min, a fim de se estabelecerem as condições de temperatura de funcionamento. Verificar se a pena do registrador se acomoda no zero da carta, quando o motor for desligado. Desligar o Hi-vol.
7. Instalar o filtro (numerado e pré-pesado), no porta-filtro com a face rugosa voltada para cima. No caso de ventos fortes ou chuva, deve-se redobrar os cuidados durante a troca do filtro, a fim de se evitar danos ao mesmo e a invalidação da amostra. Recomenda-se aplicar eventualmente um pouco de talco sobre as borrachas de vedação, a fim de impedir que o filtro cole na borracha. Deve-se remover cuidadosamente todo o excesso de talco usando um pano limpo e seco.
8. Anotar as condições de trabalho iniciais: pressão barométrica (P_i) e a temperatura ambiente (T_i) no formulário de amostragem / Hi-vol.
9. Determinar a vazão se estiver fora da faixa aceitável (1,13 m³/min a 1,7 m³/min) desligar o Hi-vol e ajustar a vazão ou substituir o filtro. Ajustes substanciais da vazão podem afetar a calibração dos indicadores de vazão do tipo orifício e assim acarretar a necessidade de recalibração.
10. Anotar no formulário de amostragem / Hi-vol (figura 8.9) os dados de identificação (local, data inicial da amostragem, horário inicial da amostragem, n° do Hi-vol, n° do filtro e a leitura inicial do horômetro).

11. Programar o início e o término da amostragem de tal forma que o Hi-vol funcione por 24 horas (p. ex. de meia-noite a meia-noite).
12. Anotar as condições de trabalho finais: pressão barométrica (P_f) e a temperatura ambiente (T_f) no formulário de amostragem / Hi-vol. O ideal seria obter a média da temperatura ambiente e da pressão barométrica para o local, durante o período de amostragem, a partir de dados de uma estação meteorológica ou outra fonte disponível.
13. Desligar o Hi-vol e remover cuidadosamente o filtro carregado, tocando somente em sua borda .
14. Dobrar o filtro ao meio, no comprimento maior, de tal forma que somente as superfícies amostradas do filtro entrem em contato entre si, e em seguida colocá-lo em um envelope de papel ou pasta plástica.
15. Anotar no formulário de amostragem / Hi-vol, data final da amostragem, horário final da amostragem, nº do Hi-vol, nº do filtro e a leitura final do horâmetro). O período de amostragem, para fins de comparação legal, deve ser de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$ ($1440 \text{ min} \pm 60 \text{ min}$)
16. Anotar no formulário de amostragem / Hi-vol quaisquer outros fatores, tais como condições meteorológicas, atividades de construção, incêndios ou ventanias, que possam ser pertinentes à medição. Caso a amostra tenha sido alterada, ela deve ser descartada.
17. Manter o filtro amostrado no ambiente de condicionamento por pelo menos 24 h para equilíbrio de umidade.
18. Imediatamente após o equilíbrio, pesar o filtro novamente, com precisão de 0,1 mg e anotar a massa final (m_f) no formulário de amostragem / Hi-vol.

FORMULÁRIO DE AMOSTRAGEM / HI-VOL	
DADOS GERAIS	
Local:	Código:
Data Inicial:	Data Final:
Hora Inicial:	Hora Final:
INSTRUMENTAÇÃO E EQUIPE	
Hi-vol nº:	Filtro nº:
Operador:	Eng. responsável:

REGRESSÃO LINEAR					
Inclinação da reta (a_2):		Interseção da reta (b_2):		Coef. de correlação (r_2):	
TEMPERATURA E PRESSÃO					
Condições de Trabalho			Condições Padrão		
T_3 :	K	P_3 :	mmHg	T_p :	298 K
				P_p :	760 mmHg
LEITURA DO HORÂMENTRO (1/100 hora)			PESAGEM DO FILTRO (g)		
Inicial:		Final:		Inicial:	
Tempo: h		Tempo: min		Peso Líq.: g	
				Peso Líq.: μ g	
CÁLCULO DA VAZÃO (m^3/min)					
$Q_p = 1 / a_2 [\sqrt{D (P_3/T_3)(T_p/P_p)} - b_2]$			$Q_p = \quad m^3 / min$		
CÁLCULO DO VOLUME DE AR (m^3)			CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO (mg / m^3)		
$V = \text{Vazão} \times \text{Tempo}$			$C = \text{Peso Líq.} / \text{Volume}$		
$V = \quad m^3$			$C = \quad \mu g / m^3$		

Fig. 8.9 - Formulário de amostragem para o amostrador de grande volume.

8.1.2.2 Calibração

A ABNT (1997) especifica os procedimentos para a calibração tanto do calibrador padrão de vazão (CPV) como do dispositivo indicador de vazão do amostrador de grande volume (Hi-vol).

▪ Calibração do calibrador padrão de vazão (CPV)

O procedimento de calibração a seguir se aplica a um CPV convencional do tipo orifício. Outros tipos de CPV podem ser usados, bastando que o fabricante ou usuário forneça um procedimento de calibração que seja aprovado por órgãos oficiais.

O equipamento necessário para a certificação do CPV compreende: um medidor padrão de volume (MPV), de deslocamento positivo (tal como um medidor *Roots* ou equivalente), que seja rastreável a um padrão primário oficial, um cronômetro, dois manômetros, um termômetro e um barômetro.

A figura 8.10 apresenta o esquema para a calibração do CPV enquanto que a figura 8.12 ilustra seu uso na calibração do dispositivo indicador de vazão do Hi-vol.

Fig. 8.10 - Kit de calibração do calibrador padrão de vazão.

- **Procedimento**

1. Conectar o CPV na entrada de ar do MPV e um manômetro para medir a pressão nesse ponto. Conectar um outro manômetro de coluna à tomada de pressão no CPV. Conectar um motor-aspirador de ar, de grande volume, na saída do MPV. (Figura 8.10).
2. Verificar a ocorrência de vazamentos, prendendo temporariamente com pinças as extremidades abertas de ambos os manômetros e bloqueando o orifício do CPV. Dar partida no motor-aspirador e observar qualquer alteração na leitura do MPV. O indicador de volume deve permanecer inalterado. Caso se altere, localizar qualquer vazamento auditivamente (por sons de assobio) e/ou reapertar todas as conexões, assegurando-se de que todas as juntas estejam devidamente instaladas.
3. Após certificar-se da inexistência de vazamentos, retirar as pinças e zerar os manômetros.
4. Obter uma vazão apropriada através do sistema, variando a resistência à vazão no CPV ou variando a voltagem do motor-aspirador. O emprego de placas de resistência como as mostradas na figura 2 é mais trabalhoso, visto que a verificação

de vazamentos tem que ser repetida toda vez que uma nova placa de resistência for instalada. São exigidas pelo menos cinco vazões diferentes, porém constantes, uniformemente distribuídas, com pelo menos três no intervalo especificado para a vazão (1,1 m³/min a 1,7 m³/min).

5. Anotar os dados de certificação no formulário de calibração / CPV (figura 8.11).
6. Obter a pressão barométrica no local de calibração e anotar como P_1 .
7. Obter a temperatura ambiente no local de calibração e anotar como T_1 .
8. Ligar o motor-aspirador, ajustar a vazão e deixar o sistema funcionar por pelo menos 1 min., a fim de se atingir uma velocidade constante para o motor.
9. Adotar um volume V_m no medidor padrão de volume (MPV) de no mínimo 3 m³ e medir o tempo t (em minutos) necessário para completar o volume. Anotar no formulário de calibração / CPV.
10. Anotar a leitura do manômetro para a pressão diferencial na entrada do MPV, como ΔP , bem como a leitura do manômetro do CPV, como ΔH , no formulário de calibração / CPV. Certifique-se de que as unidades estejam sendo usadas corretamente.
11. Corrigir o volume V_m para as condições-padrão (m³/min) como segue e anotar no formulário de calibração / CPV.

$$V_p = V_m (P_1 - \Delta P / P_p)(T_p / T_1) \quad (1)$$

onde:

V_p é o volume em condições-padrão (m³);

V_m é o volume real medido pelo MPV (m³);

P_1 é a pressão barométrica durante a calibração (mmHg ou kPa);

ΔP é a pressão diferencial na entrada do MPV (mmHg ou kPa);

$P_p = 760$ mmHg ou 101 kPa;

$T_p = 298$ K;

T_1 é a temperatura ambiente durante a calibração (K).

12. Calcular a vazão nas condições-padrão como segue:

$$Q_p = V_p / t \quad (2)$$

onde:

Q_p é o vazão volumétrica nas condições-padrão (m^3/min);

t é o tempo decorrido (min).

13. Anotar Q_p com aproximação de $0,01\text{m}^3/\text{min}$ nas condições-padrão no formulário de calibração / CPV.
14. Repetir os itens de 8 a 13, para pelo menos mais quatro vazões constantes diferentes, nas condições-padrão, uniformemente espaçadas na faixa aproximada de $1,0$ a $1,8 \text{ m}^3 / \text{min}$.
15. Corrigir os valores de ΔH para condições-padrão, utilizando a expressão abaixo e anotar no formulário de calibração / CPV.

$$\Delta H_{\text{corr}} = \sqrt{\Delta H (P_1/T_1)(T_p/P_p)} \quad (3)$$

16. Plotar os valores de ΔH_{corr} contra Q_p em um gráfico, ou calcular pela técnica dos mínimos quadrados (regressão linear) a inclinação (a_1), a interseção (b_1) e o coeficiente de correlação (r_1) da curva de certificação.

$$\Delta H_{\text{corr}} = a_1 Q_p + b_1 \quad (4)$$

17. Anotar os valores de a_1 , b_1 e r_1 no formulário de calibração / CPV. Um gráfico de certificação deve permitir a leitura com aproximação de $0,02 \text{ m}^3 / \text{min}$ nas condições-padrão.
18. Em condições de utilização normal, recalibrar o CPV anualmente ou conforme exigido pelos órgãos oficiais.
19. Utilizar os valores de a_1 e b_1 especificados no formulário de calibração / CPV nas calibrações posteriores do Hi-vol.

FORMULÁRIO DE CALIBRAÇÃO / CPV						
DADOS DA CALIBRAÇÃO						
Local:				Data:		
T ₁ : K				T _p : 298 K		
P ₁ : mmHg				P _p : 760 mmHg		
INSTRUMENTAÇÃO						
CPV n°:				MPV n°:		
REGRESSÃO LINEAR						
$Y = a X + b$				$\ddot{O} DH (P_1/T_1) (T_p/P_p) = a_1 Q_p + b_1$		
Inclinação da reta (a ₁):		Interseção da reta (b ₁):		Coef. de correlação (r ₁):		
LEITURA DA CALIBRAÇÃO						
Tempo (t) min	Pressão diferencial		Volume		Vazão padrão (Q _p) m ³ / min	ΔH _{corr}
	CPV (ΔH) cmH ₂ O	MPV(ΔP) mmHg	Medido (V _m) m ³	Padrão (V _p) m ³		
CÁLCULO DA VAZÃO (m ³ / min)						
Equação para uso na calibração do Hi-vol						
$Q_p = 1 / a_1 [\ddot{O} DH (P_2/T_2)(T_p/P_p) - b_1]$						

Fig. 8.11 - Formulário de calibração para o calibrador padrão de vazão.

▪ **Calibração do dispositivo indicador de vazão**

Muitos amostradores de grande volume utilizam-se de dispositivos para medir a taxa de fluxo de ar (vazão) que o atravessa durante uma amostragem. Todos esses dispositivos, tais como: indicadores de pressão (tipo orifício), medidores eletrônicos de vazão mássica e rotâmetros, denominados genericamente de indicadores de vazão, necessitam ser calibrados previamente contra vazões conhecidas.

A calibração do dispositivo indicador de vazão do Hi-vol se faz necessária a fim de se estabelecer a rastreabilidade da medição em campo a um padrão primário oficial via um calibrador padrão secundário de vazão.

Portanto, o objetivo da calibração do amostrador de grande volume é obter uma correlação entre a indicação dada pela deflexão da pena do registrador contínuo de vazão e a vazão real de ar que passa através do amostrador, a qual é medida através do calibrador padrão de vazão.

Fig. 8.12 - Calibrador padrão de vazão acoplado ao Hi-vol.

• Procedimento

O procedimento de calibração a seguir se aplica a um dispositivo indicador de vazão tipo orifício (registrador contínuo de vazão com carta de escala linear) instalado no amostrador.

1. Utilizar o formulário de calibração / Hi-vol para registro dos dados de certificação (Figura 8.13).
2. Conectar o CPV (do tipo orifício) à entrada do amostrador. Conectar o manômetro de coluna à tomada de pressão do calibrador. Certificar-se de que não haja vazamento entre o CPV e o amostrador.
3. Deixar o amostrador funcionando por 5 min, a fim de estabelecer o equilíbrio térmico antes da calibração.

4. Obter a temperatura ambiente (T_2) e a pressão barométrica (P_2) durante a calibração. Anotar no formulário de calibração / Hi-vol.
5. Inserir a placa de orifício apropriada (placas c/ nº de furos em ordem decrescente).
6. Deixar o amostrador funcionando por pelo menos 2 min para restabelecer as condições térmicas de funcionamento. Ler a pressão diferencial (ΔH) no manômetro e o valor da deflexão da pena (D) indicado no registrador contínuo de vazão. Anotar no formulário de calibração / Hi-vol.
7. Repetir os passos 5 e 6, para as outras quatro placas (mais quatro vazões constantes diferentes), uniformemente espaçadas na faixa aproximada de 1,0 m³/min a 1,8 m³/min, nas condições-padrão.
8. Com os valores de ΔH e D anotados no formulário para as cinco placas, calcular a expressão (1) para cada placa e anotar no formulário de calibração / Hi-vol.

$$\sqrt{\Delta H (P_2/T_2)(T_p/P_p)} \quad (5)$$

9. Calcular para cada placa a vazão em condições padrão (Q_p), graficamente a partir da curva de calibração constante no certificado de calibração do calibrador padrão de vazão (CPV) ou calculando a partir da inclinação (a_1) e da interseção (b_1) da reta de calibração do CPV, obtida por regressão linear. Anotar no formulário de calibração / Hi-vol.

$$Q_p = 1/a_1 [\sqrt{\Delta H (P_2/T_2) (T_p/P_p)} - b_1] \quad (6)$$

10. Corrigir para cada placa, o valor da deflexão da pena pela expressão abaixo e anotar no formulário de calibração / Hi-vol.

$$\sqrt{D (P_2/T_2)(T_p/P_p)} \quad (7)$$

11. Traçar a curva de calibração do Hi-vol plotando os valores de $\sqrt{D (P_2/T_2)(T_p/P_p)}$, versus os valores de Q_p , ou calcular pela técnica dos mínimos quadrados (regressão linear), a inclinação (a_2), a interseção (b_2) e o coeficiente de correlação (r_2) da curva de calibração.

$$\sqrt{D (P_2/T_2)(T_p/P_p)} = a_2 Q_p + b_2 \quad (8)$$

-
12. Anotar os valores de a_2 , b_2 e r_2 no formulário de calibração / Hi-vol. O gráfico da curva de calibração deve permitir a leitura com aproximação de $0,02 \text{ m}^3 / \text{min}$ nas condições-padrão.
 13. Recalibrar o indicador de vazão: após deslocamento do Hi-vol de um local para outro; após parada para manutenção e conforme exigências dos órgãos oficiais.
 14. Utilizar posteriormente nas amostragens, os valores de a_2 e b_2 especificados no formulário de calibração / Hi-vol.

FORMULÁRIO DE CALIBRAÇÃO / HI-VOL					
DADOS DA CALIBRAÇÃO					
Local:			Data:		
T ₂ : K			T _p : 298 K		
P ₂ : mmHg			P _p : 760 mmHg		
INSTRUMENTAÇÃO					
Hi-vol n°:		Registrador n°:		CPV n°:	
REGRESSÃO LINEAR					
$Y = a X + b$			$\overline{\ddot{O}D (P_2/T_2) (T_p/P_p)} = a_2 Q_p + b_2$		
Inclinação da reta (a ₂):		Interseção da reta (b ₂):		Coef. de correlação (r ₂):	
LEITURA DA CALIBRAÇÃO					
PLACA	(ΔH) cmH ₂ O	$\sqrt{\Delta H (P_2/T_2)(T_p/P_p)}$	(Q _p) m ³ /min	D	$\sqrt{D (P_2/T_2)(T_p/P_p)}$
18					
13					
10					
7					
5					
CÁLCULO DA VAZÃO (m³/min)					
Equação para uso nas amostragens					
$Q_p = 1 / a_2 [\overline{\ddot{O}D (P_3/T_3)(T_p/P_p)} - b_2]$					

Fig. 8.13 - Formulário de calibração para o amostrador de grande volume.

8.1.3 Estratégia de amostragem

8.1.3.1 Mineração de grande porte – Mina

Apresentamos a seguir a estratégia de amostragem adotada para o programa de amostragem de MPS na mineração de grande porte.

▪ Pontos de amostragem

Para a área da mineração de grande porte foram definidos 5 pontos fixos de coleta os quais estiveram localizados ao longo do perímetro da área da mina. Admitindo-se que

toda a área da mina atue como sendo uma fonte única de geração e emissão de material particulado, buscou-se adotar pontos de amostragem em que fosse possível obter amostras representativas dessa fonte. A localização exata para cada ponto de amostragem na área da mineração de grande porte foi a seguinte:

- (A) Lavra a céu aberto
- (B) Britagem secundária
- (C) Portaria do clube esportivo
- (D) Guarita da segurança / Águia 6
- (E) Pilha de homogeneização / pré-homo F1

▪ **Período, frequência e duração da amostragem:**

O programa de amostragem foi subdividido em 4 séries de amostragem. Essas séries ocorreram ao longo de um período de 5 meses, entre janeiro e maio de 1999.

Cada série de amostragem teve uma duração de 10 dias. O intervalo de tempo entre uma série e outra foi de aproximadamente 20 dias.

A duração da amostragem do MPS em cada ponto de coleta foi de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$.

▪ **Quantidade de amostras:**

Das 60 amostras programadas (15 por série) foi possível a coleta de 51 amostras, sendo que dessas, 47 amostras foram consideradas válidas. Quatro amostras foram invalidadas por não terem atendido ao período de amostragem de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$ ($1440 \text{ min} \pm 60 \text{ min}$).

8.1.3.2 Mineração de pequeno porte - Pedreira

A estratégia de monitoramento utilizada no programa de amostragem do MPS para a mineração de pequeno porte é apresentada a seguir.

▪ **Pontos de amostragem:**

Para a área da mineração de pequeno porte foram definidos 4 pontos fixos de coleta os quais estiveram localizados ao longo do perímetro da área da pedreira. Admitindo-se que toda a área da pedreira atue como sendo uma fonte única de geração e emissão de material particulado, buscou-se adotar pontos de amostragem em que fosse

possível obter amostras representativas desta fonte. A localização exata para cada ponto de amostragem na área da mineração de pequeno porte foi a seguinte:

- (A) Portaria
- (B) Oficina de manutenção
- (C) Casa do compressor estacionário
- (D) Bomba d'água

▪ **Período, frequência e duração da amostragem:**

O programa de amostragem foi subdividido em 4 séries de amostragem. Essas séries foram realizadas em 2 etapas e ocorreram ao longo de um período de 5 meses.

Na primeira etapa, o período de amostragem se deu entre os meses de outubro e novembro de 1997. O intervalo de tempo entre séries foi de aproximadamente 20 dias.

Na segunda etapa o período de amostragem se deu entre os meses de abril e junho de 1998. O intervalo de tempo entre séries foi de aproximadamente 30 dias.

Cada série de amostragem teve uma duração de 7 dias.

A duração da amostragem do MPS em cada ponto de coleta foi de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$.

▪ **Quantidade de amostras:**

Das 48 amostras programadas (12 por série) foi possível a coleta de 42 amostras, sendo que dessas 36 amostras foram válidas. Seis amostras foram invalidadas por não terem atendido ao período de amostragem de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$ ($1440 \text{ min} \pm 60 \text{ min}$).

8.1.3.3. Área urbana - Campus da USP/SP

A estratégia de monitoramento utilizada no programa de amostragem para o campus da USP/SP foi a seguinte:

▪ **Pontos de amostragem:**

Admitindo-se que o campus da USP/SP como um todo atue como sendo uma única fonte de geração e emissão de material particulado, foram definidos 5 pontos fixos de amostragem, sendo que desses 4 pontos estão locados próximos aos vértices do polígono formado pelo perímetro do campus e 1 ponto está locado bem no centro desse

polígono. Os pontos de amostragem escolhidos para a área do campus USP/SP foram os seguintes:

- (A) Departamento de Engenharia de Minas (PMI)
- (B) Escola de Educação Física e Esportes (EEFE)
- (C) Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ)
- (D) Museu de Arqueologia e Etnologia (MAE)
- (E) Instituto Oceanográfico (IO)

▪ **Período, frequência e duração da amostragem:**

O programa de amostragem foi subdividido em 5 séries de amostragem. Essas séries foram realizadas em 2 etapas e ocorreram ao longo de um período de 5 meses.

Na primeira etapa, o período de amostragem se deu entre os meses de setembro e novembro de 1997. O intervalo de tempo entre séries foi de aproximadamente 30 dias.

Na segunda etapa, o período de amostragem se deu entre os meses de abril e maio de 1998. O intervalo de tempo entre séries foi de aproximadamente 30 dias.

Cada série de amostragem teve uma duração de 6 dias.

A duração da amostragem do MPS em cada ponto de coleta foi de $24 \text{ h} \pm 1 \text{ h}$.

▪ **Quantidade de amostras:**

Foi possível a coleta de todas as 25 amostras programadas (5 por série), sendo que todas foram consideradas válidas.

8.2 ANÁLISE DE DADOS

A partir dos dados levantados em campo e dos resultados obtidos em laboratório, foram realizados estudos que visavam :

1. Verificar se os níveis de concentração de PTS medidos se enquadram na legislação ambiental em vigor.
2. Caracterizar qualitativamente e semiquantitativamente a presença de elementos químicos no material particulado coletado.
3. Caracterizar a distribuição granulométrica das partículas coletadas.

8.2.1 Cálculo da concentração de PTS

Para a obtenção do cálculo da concentração de PTS, se faz necessária a determinação da massa de MP coletado, da vazão média e do volume de ar amostrado. Para tanto foi utilizada a técnica da gravimetria.

No total foram determinadas as concentrações de 118 amostras, entretanto, somente 108 dessas foram válidas (47 da mina, 36 da pedreira e 25 da área urbana). As invalidações se deram em função de problemas operacionais (falta de energia elétrica).

8.2.1.1 Determinação da massa de particulado

A massa do MP retido no filtro foi calculada pela diferença entre as pesagens do filtro antes e após a coleta e é dada com uma aproximação de miligramas.

8.2.1.2 Determinação da vazão média

A vazão média de ar amostrado pelo Hi-vol (com registrador contínuo de vazão) durante o período de amostragem foi obtida graficamente através da curva de calibração do amostrador ou pelo cálculo através da equação de regressão:

$$Q = 1/a_2 \left[\sqrt{D (P_3/T_3) (T_p/P_p)} - b_2 \right] \quad (9)$$

onde:

a_2 e b_2 são os coeficientes de regressão linear obtidos da calibração do Hi-vol;

D é o valor médio da deflexão da pena, que está associado à vazão real, registrada na carta gráfica do registrador contínuo de vazão.

8.2.1.3 Cálculo do volume de ar

O volume de ar amostrado é calculado pela expressão:

$$V = Q \times t \quad (10)$$

onde:

V é o volume total de ar amostrado, em condições padrão (em m³);

Q é a vazão média (real), em condições padrão (em m³/min);

t é o tempo de amostragem (em minutos).

8.2.1.4 Cálculo da concentração de PTS

De posse da massa de material particulado retido no filtro e do volume total de ar amostrado, calculou-se a concentração de PTS, através da expressão:

$$C = (m_f - m_i) / V \quad (11)$$

onde

C é a concentração mássica das PTS, em condições padrão (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$);

m_f é a massa final do filtro amostrado (μg);

m_i é a massa inicial do filtro limpo (μg);

V é o volume total de ar amostrado, em condições padrão, (em m^3).

8.2.2 Determinação da distribuição granulométrica

Para a realização da análise física do MP contamos com o apoio do Laboratório de Caracterização Tecnológica/LCT do Departamento de Engenharia de Minas da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Através do LCT foi realizada a caracterização física do MP (determinação da distribuição granulométrica do MP).

Para a determinação da distribuição granulométrica do MP foi utilizado um analisador de partículas por difração Laser (SERIES 2600 - MALVERN) e como método analítico o Espalhamento de Luz Laser de Baixo Angulo (LALLS).

Ao total, foram analisadas 13 amostras de MP (4 da mina, 4 da pedreira e 5 da área urbana), sendo que para esta análise foi obtida uma amostra representativa de cada série de amostragem. Estas amostras representativas analisadas foram obtidas a partir da mescla do MP presente em todos os filtros amostrados da série. Com este procedimento pode-se obter uma curva granulométrica do MPS presente para o período amostrado, mais representativa em relação a qualquer outra curva que viéssemos a obter caso houvésssemos optado pela análise de uma amostra proveniente de um único filtro.

8.2.3 Análise química qualitativa e semiquantitativa

Para a realização da análise química contamos com o apoio do Laboratório de Caracterização Tecnológica/LCT do Departamento de Engenharia de Minas da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Através do LCT foi realizada a caracterização da composição química do MP através de uma análise qualitativa e semiquantitativa (determinação da presença de elementos químicos e em que percentual aproximadamente). Para esta análise qualitativa e semiquantitativa da composição química do material particulado foi utilizado um espectrômetro de raio-X (PW 2400-PHILIPS) e como técnica analítica a Espectrometria de Fluorescência de Raios-X (XRF).

No total foram analisadas 21 amostras de MP (8 da mina, 8 da pedreira e 5 da área urbana), sendo que para a mina e a pedreira foram selecionadas para análise duas amostras por série de amostragem, enquanto que para a área urbana apenas uma amostra.

(9) RESULTADOS E DISCUSSÃO

9.1 CONCENTRAÇÕES DE PTS

As tabelas de nº 9.1 a nº 9.9 fornecem as concentrações de PTS obtidas para cada ponto amostrado durante as séries de amostragem realizadas nas áreas de estudo. De igual modo, são apresentados gráficos para comparação dos concentrações de PTS encontrados em cada série de amostragem, com os padrões nacionais de qualidade do ar para PTS apresentados na tabela 5.4.

Devido ao fato do programa de amostragem prever a realização de um reduzido número de amostragens, não foram feitas comparações com a média geométrica anual (MGA). Portanto, os padrões utilizados neste trabalho serão os padrões primário e secundário para médias diárias (24 h) referentes as PTS.

9.1.1 Mineração de grande porte - Mina

Foram determinadas as concentrações de 51 amostras de MPS, coletadas durante quatro séries de amostragem na área da mineração de grande porte - Mina.

Durante a 1ª série de amostragem, foram coletadas 12 amostras de um total de 15 previstas, devido ao fato de terem ocorrido problemas de ordem operacional na mineração em questão.

As amostras MIN-05, MIN-09, MIN-14 e MIN-15 não foram coletadas devido a falta de energia elétrica durante todo o tempo efetivo da amostragem.

A amostra MIN-06 foi invalidada devido ao fato de que por motivo de queda de energia, o tempo efetivo de amostragem da mesma foi prejudicado (inferior ao padrão de $24h \pm 1h$) o que comprometeu a autenticidade do índice encontrado.

A tabela 9.1 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 1ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.1 - Concentrações de PTS para 1º Série / Mina.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m ³)
MIN-01	A	23,34	108,71
MIN-02	B	24,16	628,73
MIN-03	C	24	81,03
MIN-04	B	23,78	741,43
MIN-05	-	-	-
MIN-06	E	25,13	363,38
MIN-07	D	24	33,65
MIN-08	C	24	24,04
MIN-09	-	-	-
MIN-10	E	24,09	351,19
MIN-11	A	24,23	741,63
MIN-12	B	24,01	607,18
MIN-13	C	24,02	102,91
MIN-14	-	-	-
MIN-15	-	-	-
MIN-16	E	24	324,77

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário (240 µg/m³) e o padrão secundário diário (150 µg/m³) são excedidos em 54,55 % das amostras válidas (6 amostras). A figura 9.1 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 1º série de amostragem na mineração de grande porte.

Fig. 9.1 – Concentrações de PTS para 1º Série / Mina.

Durante a 2ª série de amostragem foram coletadas 14 amostras de um total de 15 previstas, devido ao fato de terem ocorrido problemas de ordem operacional na mineração em questão.

A amostra MIN-17 não foi coletada devido a falta de energia elétrica durante todo o tempo efetivo da amostragem.

As amostras MIN-18 e MIN-21 foram invalidadas devido ao fato de que por motivo de queda de energia, o tempo efetivo de amostragem das mesmas foi prejudicado (inferior ao padrão de $24h \pm 1h$) o que comprometeu a autenticidade dos índices encontrados.

A tabela 9.2 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 2ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.2 - Concentrações de PTS para 2ª Série / Mina.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m ³)
MIN-17	-	-	-
MIN-18	A	21,69	396,67
MIN-19	D	24	73,45
MIN-20	E	24,14	183,38
MIN-21	B	20,36	1.113,45
MIN-22	C	24,01	50,35
MIN-23	D	23,1	46,23
MIN-24	A	24,19	333,07
MIN-25	B	24	700,64
MIN-26	C	24,55	58,61
MIN-27	D	24	67,16
MIN-28	E	24,23	261,94
MIN-29	C	24	105,75
MIN-30	A	24,49	106,44
MIN-31	E	24,50	392,04

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é excedido em 33,33 % das amostras válidas (4 amostras), já o padrão secundário diário ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é excedido em 41,67 % das amostras válidas (5 amostras). A figura 9.2 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 2ª série de amostragem na mineração de grande porte.

Fig. 9.2 - Concentrações de PTS para 2º Série / Mina.

Durante a 3ª série de amostragem foram coletadas 12 amostras de um total de 15 previstas, devido ao fato de terem ocorrido problemas de ordem operacional na mineração em questão.

A amostra MIN-43 foi invalidada devido ao fato de que por motivo de queda de energia, o tempo efetivo de amostragem da mesma foi prejudicado (inferior ao padrão de $24h \pm 1h$) o que comprometeu a autenticidade do índice encontrado.

A tabela 9.3 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 3ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.3 - Concentrações de PTS para 3º Série / Mina.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m ³)
MIN-32	E	24,47	364,99
MIN-33	A	24	282,35
MIN-34	C	24,11	79,62
MIN-35	B	23,49	1.792,70
MIN-36	D	24	46,13
MIN-37	A	24	179,04
MIN-38	D	24	137,51
MIN-39	B	24,11	1.445,76
MIN-40	E	24	577,95
MIN-41	A	24	377,16
MIN-42	D	24,2	127,12
MIN-43	B	14,42	409,73

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário (240 µg/m³) é excedido em 54,55 % das amostras válidas (6 amostras), já o padrão secundário diário (150 µg/m³) é excedido em 63,64 % das amostras válidas (7 amostras). A figura 9.3 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 3º série de amostragem na mineração de grande porte.

Fig. 9.3 - Concentrações de PTS para 3º Série / Mina.

Durante a 4ª série de amostragem foram coletadas 13 amostras de um total de 15 previstas.

As amostras MIN-48 e MIN-57 não foram coletadas devido falta de energia elétrica durante todo o tempo efetivo da amostragem.

A tabela 9.4 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 4ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.4 - Concentrações de PTS para 4ª Série / Mina.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m ³)
MIN-44	A	24,44	522,43
MIN-45	C	24	72,32
MIN-46	B	24	540,90
MIN-47	E	24	178,53
MIN-48	-	-	-
MIN-49	C	24	117,72
MIN-50	A	24	208,99
MIN-51	E	23,61	258,50
MIN-52	D	25	251,24
MIN-53	E	24	261,31
MIN-54	B	23,13	2.422,05
MIN-55	A	24	222,58
MIN-56	D	24,32	301,56
MIN-57	-	-	-
MIN-58	B	24	448,16

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário (240 µg/m³) é excedido em 61,54 % das amostras válidas (8 amostras), já o padrão secundário diário (150 µg/m³) é excedido em 84,62 % das amostras válidas (11 amostras). A figura 9.4 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 4ª série de amostragem na mineração de grande porte.

Fig. 9.4 - Concentrações de PTS para 4ª Série / Mina.

9.1.2 Mineração de pequeno porte - Pedreira

Foram determinadas as concentrações de 42 amostras de MPS coletadas durante quatro séries de amostragem na área da mineração de pequeno porte - pedreira.

Durante a 1ª série de amostragem foram coletadas apenas 9 amostras de um total de 12 previstas, devido ao fato de terem ocorridos problemas de ordem operacional na mineração em questão.

As amostras PED-01 e PED-03 foram invalidadas devido ao fato de que por motivo de queda de energia o tempo efetivo de amostragem da mesma foi prejudicado (inferior ao padrão de $24h \pm 1h$) o que comprometeu a autenticidade do índice encontrado.

A tabela 9.5 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 1ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.5 - Concentrações de PTS para 1º Série / Pedreira.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m ³)
PED-01	A	22,14	95,39
PED-02	B	24,01	135,40
PED-03	D	16,59	247,81
PED-04	B	23,99	47,96
PED-05	D	24	13,24
PED-06	A	24,02	77,44
PED-07	C	23,87	39,91
PED-08	C	24	157,21
PED-09	A	23,78	183,77

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário (240 µg/m³) não é excedido em nenhuma amostra coletada, já o padrão secundário diário (150 µg/m³) é excedido em 25 % das amostras válidas (2 amostras). A figura 9.5 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 1º série de amostragem na mineração de pequeno porte.

Fig. 9.5 – Concentrações de PTS para 1º Série / Pedreira.

Durante a 2º série de amostragem foram coletadas todas as 12 amostras previstas.

A amostra PED-20 foi invalidada para efeito de análise devido ao fato de que por motivos de queda de energia o tempo efetivo de amostragem das mesmas foi prejudicado (inferior ao padrão de $24\text{h} \pm 1\text{h}$) o que comprometeu a autenticidade dos índices encontrados.

A tabela 9.6 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 2ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.6 - Concentrações de PTS para 2ª Série / Pedreira.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m^3)
PED-10	A	24	360,70
PED-11	B	24	230,07
PED-12	A	24	180,87
PED-13	B	24	97,52
PED-14	C	23,99	34,11
PED-15	A	23,99	237,73
PED-16	C	23,58	104,69
PED-17	D	23,99	159,72
PED-18	C	24	56,58
PED-19	D	24	284,53
<i>PED-20</i>	<i>B</i>	<i>21,48</i>	<i>152,13</i>
PED-21	D	23,05	188,21

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é excedido em 16,67 % das amostras coletadas (2 amostras), já o padrão secundário diário ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é excedido em 66,67 % das amostras (8 amostras). A figura 9.6 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 2ª série de amostragem na mineração de pequeno porte.

Fig. 9.6 - Concentrações de PTS para 2º Série / Pedreira.

Durante a 3ª série de amostragem foram coletadas 10 amostras de um total de 12 previstas, devido ao fato de terem ocorridos problemas de ordem operacional na mineração em questão.

As amostras PED-26, PED-30 e PED-31 foram invalidadas devido ao fato de que por motivo de queda de energia o tempo efetivo de amostragem das mesmas foi prejudicado (inferior ao padrão de $24h \pm 1h$) o que comprometeu a autenticidade dos índices encontrados. A tabela 9.7 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 3ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.7 - Concentrações de PTS para 3ª Série / Pedreira.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m³)
PED-22	A	24	462,45
PED-23	C	23,97	129,62
PED-24	D	23,99	214,16
PED-25	B	23,99	289,78
PED-26	C	22,76	98,66
PED-27	A	23,81	345,04
PED-28	C	24	21,46
PED-29	A	24	65,52
PED-30	D	10,07	158,50
PED-31	B	19,53	86,42

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é excedido em 37,50 % das amostras válidas (3 amostras), já o padrão secundário diário ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é excedido em 50 % das amostras válidas (4 amostras). A figura 9.7 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 3ª série de amostragem na mineração de pequeno porte.

Fig. 9.7 - Concentrações de PTS para 3ª Série / Pedreira.

Durante a 4ª série de amostragem foram coletadas 11 amostras de um total de 12 previstas.

A amostra PED-38 não foi coletada devido falta de energia elétrica no ponto amostrado durante todo o tempo efetivo da amostragem.

A tabela 9.8 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 4ª série de amostragem e os respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.8 - Concentrações de PTS para 4º Série / Pedreira.

CÓDIGO	Ponto	Tempo (h)	Concentração (mg/m ³)
PED-32	A	24,02	134,38
PED-33	C	24	59,72
PED-34	A	24	222,39
PED-35	C	24	89,95
PED-36	D	23,99	79,64
PED-37	B	24	119,01
PED-38	-	-	-
PED-39	B	24	135,45
PED-40	D	23,99	101,18
PED-41	B	24	78,24
PED-42	C	24	114,05
PED-43	A	24	391,11

Nesta série pode-se observar que com relação as concentrações de partículas totais em suspensão o padrão primário diário (240 µg/m³) é excedido em 9,09 % das amostras válidas (1 amostra), já o padrão secundário diário (150 µg/m³) é excedido em 18,18 % das amostras válidas (2 amostras). A figura 9.8 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 4º série de amostragem na mineração de pequeno porte.

Fig. 9.8- Concentrações de PTS para 4º Série / Pedreira

9.1.3. Área urbana - Campus da USP/SP

Foram determinadas as concentrações de 25 amostras de MP coletadas durante as cinco séries de amostragem na área urbana – Campus da USP/SP, conforme estabelecido na estratégia de amostragem. Todas as 25 amostras previstas para esta campanha foram coletadas (5 por série). A tabela 9.9 apresenta as concentrações de PTS obtidas em todo o programa de amostragem na área urbana, bem como a localização dos respectivos pontos de coleta.

Tabela 9.9- Concentrações de PTS para Campus da USP/SP.

CÓDIGO	Tempo (h)	Concentração (mg/m³)
PMI-01	23	38,12
PMI-02	23,73	95,61
PMI-03	23,80	86,81
PMI-04	24,10	25,94
PMI-05	24	25,07
EEFE-01	24	37,46
EEFE-02	23,99	63,71
EEFE-03	23,80	25,17
EEFE-04	24	47,83
EEFE-05	24	98,82
FMVZ-01	24	36,85
FMVZ-02	23,99	41,36
FMVZ-03	24	57,94
FMVZ-04	23,99	34,94
FMVZ-05	24	43,32
MAE-01	24	110,59
MAE-02	24	143,85
MAE-03	23,88	148,58
MAE-04	24	100,01
MAE-05	24,01	38,09
IO-01	24	31,14
IO-02	24	84,16
IO-03	24	98,74
IO-04	24	91,77
IO-05	24	107,62

Com relação as concentrações de PTS obtidas para a área urbana (Campus da USP/SP), pode-se notar que em nenhum dos 5 pontos amostrados quaisquer das amostras coletadas apresentou concentrações superiores aos padrões estabelecidos (primário e secundário). A figura 9.8 apresenta as concentrações de PTS obtidas na 4ª série de amostragem na mineração de pequeno porte.

Fig. 9.9 – Concentrações de PTS para o Campus da USP/SP.

9.2 DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA

Na caracterização granulométrica do material particulado coletado, utilizamos quatro faixas de tamanho de partículas como parâmetros à serem analisados. As definições para o tamanho de partículas são aquelas descritas no item 4.3.2.. Foram considerados como parâmetros as seguintes faixas de tamanho:

- Material particulado em suspensão (MPS) referindo-se às partículas < 100 μm
- Partículas totais em suspensão (PTS) referindo-se às partículas < 50 μm
- Partículas Inaláveis (PI) referindo-se às partículas < 10 μm
- Partículas respiráveis ($\text{PM}_{2,5}$) referindo-se às partículas < 2,5 μm

Tal escolha se justifica por tratar-se de partículas em faixas de tamanho amplamente monitoradas, quer seja devido a imposições legais e/ou por questões relativas à saúde humana. Vale lembrar que a fração respirável é comumente aceita pela maioria dos estudiosos como sendo a faixa de partículas < 2,5 μm .

Devido às limitações do equipamento de medida (analisador de partículas por difração Laser) não foi possível determinar nas curvas granulométricas obtidas (Anexo D), os valores percentuais exatos que estão associados as frações citadas anteriormente (2,5; 10; 50; 100). Entretanto para efeito de análise comparativa optou-se pelos valores mais próximos dessas frações, são eles: 2,52; 2,65; 10,48; 48,27; 49,5; 102 e 103,58. O uso de dois valores diferentes mas próximos entre si, para três das quatro frações estudadas se deve à aquisição de um novo modelo de analisador de partículas. A seguir estão apresentadas as distribuições granulométricas do MPS para as três áreas, utilizando-se como parâmetros as quatro faixas de tamanho citadas anteriormente.

9.2.1 Mineração de grande porte - Mina

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 1ª série de amostragem na mineração de grande porte (MIN 01-16) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0.9)}^* = 34,93 \mu\text{m}$, $D_{(0.5)}^\dagger = 13,73 \mu\text{m}$ e $D_{(0.1)}^\ddagger = 2,60 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 17,19 μm .

* Diâmetro no qual 90 % das partículas passam (tamanho medido por volume).

† Diâmetro no qual 50 % das partículas passam (tamanho medido por volume).

‡ Diâmetro no qual 10 % das partículas passam (tamanho medido por volume).

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 99,8 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 96,3 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 38,2 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 10,1 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 2ª série de amostragem na mineração de grande porte (MIN 17-31) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 37,72 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 15,35 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 3,04 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 18,44 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 100 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 95,7 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 34 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 8,9 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 3ª série de amostragem na mineração de grande porte (MIN 32-43) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 38,02 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 15,11 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 2,79 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 18,36 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 100 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 95,5 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 35,1 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 9,6 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 4ª série de amostragem na mineração de grande porte (MIN 44-58) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 42,62 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 15,21 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 2,98 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 20,13 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 99,5 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 92,6 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 35,3 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 9 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A figura 9.10 apresenta a distribuição granulométrica do MPS para a campanha de amostragem na mineração de grande porte evidenciando as quatro frações selecionadas.

Fig. 9.10 – Distribuição granulométrica do MPS / Mina.

9.2.2 Mineração de pequeno porte - Pedreira

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 1ª série de amostragem na mineração de pequeno porte (PED 01-09) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0.9)} = 53,90 \mu\text{m}$, $D_{(0.5)} = 23,59 \mu\text{m}$ e $D_{(0.1)} = 6,04 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 27,45 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 100 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 86,4 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 18,7 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 1,2 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 2ª série de amostragem na mineração de pequeno porte (PED 10-21) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0.9)} = 45,54 \mu\text{m}$, $D_{(0.5)} = 19,49 \mu\text{m}$ e $D_{(0.1)} = 5,60 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 22,72 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 100 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 93 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 22,9 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 1,0 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 3ª série de amostragem na mineração de pequeno porte (PED 22-31) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0.9)} = 48,83 \mu\text{m}$, $D_{(0.5)} = 18,09 \mu\text{m}$ e $D_{(0.1)} = 3,74 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 24,28 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 98,58 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 89,71 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 28,94 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 7,27 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 4ª série de amostragem na mineração de pequeno porte (PED 32-43) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0.9)} = 53,71 \mu\text{m}$, $D_{(0.5)} = 20,28 \mu\text{m}$ e $D_{(0.1)} = 4,15 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 25,89 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 98,89 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 86,94 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 25,98 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 6,59 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A figura 9.11 apresenta a distribuição granulométrica do MPS para a campanha de amostragem na mineração de pequeno porte evidenciando as quatro frações selecionadas.

Fig. 9.11 – Distribuição granulométrica do MPS / Pedreira.

9.2.2 Área urbana - Campus da USP/SP

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 1ª série de amostragem na área urbana (PMI 01-05) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 52,31 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 19,48 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 4,75 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 24,74 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 99,7 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 88,2 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 26,3 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 1,4 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 2º série de amostragem na área urbana (EEFE 01-05) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 53,46 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 22,11 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 6,42 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 26,98 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 99,8 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 87,1 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 18,1 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 0,5 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 3º série de amostragem na área urbana (FMVZ 01-05) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 59,98 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 23,96 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 5,77 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 29,75 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 99 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 82,8 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 19,3 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e apenas 0,9 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 4º série de amostragem na área urbana (MAE 01-05) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 85,66 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 27,30 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 6,57 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 40,76 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 92,8 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 74,2 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 17,4 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 3,7 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

A análise da curva de distribuição granulométrica (Anexo D) para a 5ª série de amostragem na área urbana (IO 01-05) revela que o MPS amostrado apresentou os seguintes diâmetros estatísticos médios: $D_{(0,9)} = 66,95 \mu\text{m}$, $D_{(0,5)} = 21,18 \mu\text{m}$ e $D_{(0,1)} = 4,67 \mu\text{m}$. A média da distribuição do tamanho de partículas medido pelo seu volume para essa série foi de 32,93 μm .

Para essa série de amostragem, a distribuição granulométrica do particulado coletado se deu da seguinte forma: 95,2 % esteve associado ao MPS (partículas < 100 μm), 82,3 % esteve associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 24,8 % esteve associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 5,5 % esteve associado a fração respirável (partículas < 2,5 μm). A figura 9.12 apresenta a distribuição granulométrica do MPS para a campanha de amostragem na área urbana evidenciando as quatro frações selecionadas.

Fig. 9.12 – Distribuição granulométrica do MPS / Campus da USP/SP.

Através da análise da distribuição granulométrica média do material particulado coletado na área da mineração de grande porte, constatamos que 99,8 % das partículas compreendiam o MPS (partículas < 100 μm), cerca de 95 % estava associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 35,6 % estava associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 9,4 % estava associada a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

Através da análise da distribuição granulométrica média do material particulado coletado na área da mineração de pequeno porte, constatamos que 99,4 % das partículas compreendiam o MPS (partículas < 100 μm), cerca de 89 % estava associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 24,1 % estava associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 4 % estava associada a fração respirável (partículas < 2,5 μm).

Através da análise da distribuição granulométrica média do material particulado coletado na área urbana, constatamos que 97,3 % das partículas compreendiam o MPS (partículas < 100 μm), cerca de 82,9 % estava associado a fração de PTS (partículas < 50 μm), 21,2 % estava associado a fração inalável (partículas < 10 μm) e 2,4 % estava associada a fração respirável (partículas < 2,5 μm). A figura 9.13 apresenta a distribuição granulométrica média do MPS para as três áreas de estudo.

Fig. 9.13 – Distribuição granulométrica Média do MPS.

9.3 ANÁLISE QUALITATIVA E SEMI-QUANTITATIVA

Como já foi exposto anteriormente as amostras do MP coletado, nas três áreas de estudo, foram submetidas a uma análise química de caráter qualitativo e semi-quantitativo, sendo que os resultados obtidos estão apresentados a seguir na forma de tabelas e gráficos.

9.3.1 Mineração de grande porte

A tabela 9.10 nos apresenta os resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa, obtidos através da técnica de fluorescência de raios-x (XRF), referentes as amostras de MPS coletadas na área da mineração de grande porte (mina a céu aberto).

Tabela 9.10 - Resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa para a mina.

	MIN-11	MIN-12	MIN-25	MIN-29	MIN-35	MIN-38	MIN-53	MIN-54	Média
Na ₂ O	0,072	0,11		0,47		0,76	0,13		0,19
MgO	4,87	5,76	3,39	4,46	3,75	1,7	3,64	3,65	3,90
Al ₂ O ₃	3,91	5,97	1,56	6,28	1,25	18,2	4,5	1,35	5,38
SiO ₂	11,5	16,9	5,2	25,42	5,44	41,7	14,2	5,42	15,72
P ₂ O ₅	0,097	0,1	0,064	0,2	0,031	0,24	0,12	0,047	0,11
SO ₃	1,35	1,35	1,05	3,78	0,97	0,66	4,37	1,2	1,84
Cl	0,024	0,018	0,013	0,14		0,1	0,088	0,004	0,05
K ₂ O	0,32	0,63	0,17	0,36	0,13	1,46	0,24	0,17	0,44
CaO	43,2	36,1	47,6	21,2	47,4	6,35	34,6	46,9	35,42
TiO ₂	0,15	0,22	0,082	0,28	0,057	0,44	0,23	0,072	0,19
MnO	0,054	0,091	0,033	0,091	0,024	0,064	0,065	0,027	0,06
Fe ₂ O ₃	1,56	2,45	0,75	2,23	0,57	3,5	1,81	0,63	1,69
NiO				0,011			<<		0,00
CuO	0,01	0,01	0,011	0,018	0,008	0,017	0,041	0,007	0,02
ZnO	0,012	0,018	0,011	0,04	0,004	0,042	0,02	0,004	0,02
Rb ₂ O	0,004	0,005	<<			0,011			0,00
SrO	0,028	0,024	0,026	0,01	0,02	<<	0,017	0,021	0,02
ZrO ₂	0,007	0,013			0,024		0,014		0,01
BaO		0,07					0,19		0,03
PbO		0,006				<<		0,004	0,00
PF	32,7	30,1	40,0	35,0	40,4	24,8	35,7	40,5	34,90

Campo em branco = elemento não detectado

<< = Traços

PF = Perda ao fogo

A figura 9.14 nos apresenta o valor médio (em % de óxidos) dos elementos químicos encontrados no material particulado coletado nas 4 séries de amostragem na área da mineração de grande porte.

Fig. 9.14 - Análise qualitativa e semi-quantitativa do MPS / Mina.

Os principais elementos químicos encontrados foram: cálcio (35,42 %), silício (15,72 %), alumínio (5,38 %), magnésio (3,90 %), enxofre (1,84 %) e ferro (1,69 %), que somados ao percentual de 34,90 % de perda ao fogo do material, totalizam cerca de 98 % da composição do material particulado coletado.

A figura 9.15 nos apresenta a comparação feita entre os valores médios dos elementos químicos encontrados no MPS contido nas 8 amostras analisadas e os valores encontrados para uma amostra de MP, obtida com o uso de uma perfuratriz, diretamente da rocha fresca (calcário). A composição química obtida através da análise semi-quantitativa para o calcário foi a seguinte: MgO (1,70 %), Al₂O₃ (0,74 %), SiO₂ (4,45 %),

P_2O_5 (0,03 %), SO_3 (0,39 %), K_2O (0,20 %), CaO (52,3 %), TiO_2 (0,04 %), Cr_2O_3 (0,01 %), MnO (0,04 %), Fe_2O_3 (0,52 %), SrO (0,03 %) e PF (39,6 %).

Fig. 9.15 - Comparação entre a composição química do calcário e a do MPS

9.3.2 Mineração de pequeno porte - Pedreira

A tabela 9.11 nos apresenta os resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa, obtidos através da técnica de fluorescência de raios-x (XRF), referentes as amostras de MPS coletadas na área da mineração de pequeno porte (pedreira).

Tabela 9.11 - Resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa para a pedreira.

	PED-08	PED-09	PED-10	PED-11	PED-22	PED-23	PED-42	PED-43	Média
F		0,93	0,8	0,55	0,77	0,55	<<	0,41	0,50
Na ₂ O	3,51	2,97	2,72	2,97	2,42	3,31	3,24	2,25	2,92
MgO	0,54	1,56	1,5	0,99	1,79	1,29	1,12	1,76	1,32
Al ₂ O ₃	15,8	17	17,4	17,4	18,4	17,6	17,7	18	17,41
SiO ₂	66	61,7	61,5	61,6	58	56,9	60,7	59,7	60,76
P ₂ O ₅	0,84	0,66	0,61	0,65	0,51	0,62	0,75	0,55	0,65
SO ₃	1,33	1,28	2,21	2,86	2,58	4,55	2,37	1,56	2,34
Cl	0,066	0,11	0,051	0,045	0,087	0,07	0,067	0,049	0,07
K ₂ O	5,75	5,54	5,46	4,41	5,48	5,42	5,16	5,54	5,35
CaO	2,64	3,28	2,74	2,38	3	3,25	3	2,91	2,90
TiO ₂	0,51	0,69	0,72	0,72	0,82	0,78	0,74	0,79	0,72
Cr ₂ O ₃					<<				0,00
MnO	0,049	0,073	0,052	0,072	0,094	0,076	0,075	0,09	0,07
Fe ₂ O ₃	2,52	4,02	4,06	4,15	5,75	4,75	4,57	5,84	4,46
NiO						<<	<<		0,00
CuO	0,02	0,032	0,017	0,023	0,021	0,037	0,051	0,01	0,03
ZnO	0,057	0,072	0,035	0,055	0,041	0,13	0,11	0,043	0,07
Ga ₂ O ₃					<<				0,00
SeO ₂	<<								0,00
Rb ₂ O		0,019	0,014	0,008	0,022	0,012	0,016	0,022	0,02
SrO								0,017	0,00
ZrO ₂	0,053	0,058	0,054	0,075	0,05	0,044	0,072	0,046	0,06
Nb ₂ O ₅	0,047								0,01
Ce ₂ O ₃						0,54	0,2	0,37	0,14
BaO	0,18				0,044	0,076	0,036	0,044	0,05
WO ₂				0,032		<<		<<	0,00
PbO					0,006				0,00

Campo em branco = elemento não detectado

<< = Traços

A figura 9.16 nos apresenta o valor médio (em % de óxidos) dos elementos químicos encontrados no material particulado coletado nas 4 séries de amostragem na área da mineração de pequeno porte (pedreira).

Fig. 9.16 - Análise qualitativa e semi-quantitativa do MPS / pedreira

Os principais elementos químicos encontrados foram: silício (60,76 %), alumínio (17,41 %), potássio (5,35 %), ferro (4,46 %), sódio (2,92 %), cálcio (2,90 %), enxofre (2,34 %) e magnésio (1,32%) e que somados totalizam cerca de 97 % da composição total do material particulado coletado.

A figura 9.17 nos apresenta a comparação feita entre os valores médios dos elementos químicos encontrados no MPS contido nas 8 amostras analisadas e os valores encontrados para uma amostra de MP, obtida com o uso de uma perfuratriz, diretamente da rocha fresca (granito).

A composição química obtida através da análise semi-quantitativa para o granito foi a seguinte: F (0,46 %), Na₂O (3,02 %), MgO (0,55 %), Al₂O₃ (14 %), SiO₂ (69,4 %), P₂O₅ (0,28 %), SO₃ (0,086 %), K₂O (5,691 %), CaO (1,7 %), TiO₂ (0,56 %), Cr₂O₃ (0,026 %), MnO (0,048 %), Fe₂O₃ (3,59 %), ZnO (0,008 %), Rb₂O (0,031 %), ZrO₂ (0,052 %), Nb₂O₅ (0,25 %), SnO₂ (0,014 %), BaO (0,086 %), PbO (0,047 %) e ThO₂ (0,022 %).

Fig. 9.17 - Comparação entre a composição química do granito e a do MPS

9.3.3 Área urbana

A tabela 9.12 nos apresenta os resultados da análise semi-quantitativa, obtidos através da técnica de fluorescência de raios-x (XRF), referentes as amostras de MPS coletado no campus da USP/SP.

Tabela 9.12 - Resultados da análise qualitativa e semi-quantitativa para o Campus da USP/SP.

	PMI	FMVZ	EEFE	MAE	IO	Média
F		<<		<<		0,00
Na ₂ O	5,3	5,63	3,76	2,64	4,25	4,32
MgO	1,47	1,98	1,36	1,58	0,92	1,46
Al ₂ O ₃	15,6	16,3	21,1	17,4	17,8	17,64
SiO ₂	44,9	41,7	45	36,8	36,5	40,98
P ₂ O ₅	1,12	4,1	1,13	0,52	0,64	1,50
SO ₃	7,6	3,14	4,84	16	22,2	10,76
Cl	0,31	1,04	0,32	0,35	0,21	0,45
K ₂ O	3,21	<<	3,14	2,74	3,3	2,48
CaO	9,16	7,64	6,66	9,27	5,52	7,65
TiO ₂	1,46	11,6	1,86	1,15	1,11	3,44
V ₂ O ₅				0,07		0,01
Cr ₂ O ₃				0,022	0,034	0,01
MnO			0,13	0,12	0,067	0,06
Fe ₂ O ₃	9,1	6,56	9,44	10,8	6,81	8,54
NiO	<<			0,019	0,039	0,01
CuO	0,23		0,18	0,16	0,11	0,14
ZnO	0,54	0,25	0,36	0,27	0,44	0,37
SrO				0,013		0,00
BaO			0,72			0,14
PbO				0,04	0,057	0,02

Campo em branco = elemento não detectado

<< = Traços

A figura 9.18 nos apresenta o valor médio (em % de óxidos) dos elementos químicos encontrados no material particulado coletado nos 5 pontos de amostragem da área urbana (campus USP/SP).

Fig. 9.18 – Análise qualitativa e semi-quantitativa do MPS / Campus USP/SP.

Os principais elementos químicos encontrados foram: sílicio (40,98 %), alumínio (17,64 %), enxofre (10,76 %), ferro (8,54 %), cálcio (7,65 %), sódio (4,32 %), titânio (3,44 %), potássio (2,48 %) e magnésio (1,46 %) e que somados totalizam cerca de 97% da composição total do material particulado coletado.

(10) CONCLUSÕES

• Com relação aos índices de concentração de PTS encontrados podemos concluir que:

- Para a área da mineração de grande porte (mina), obtivemos os maiores percentuais de ultrapassagens dos padrões legais, sendo que 51,1 % das amostras válidas ultrapassaram o padrão primário diário ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e 61,7 % das amostras válidas ultrapassaram o padrão secundário diário ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$).
- Para a área da mineração de pequeno porte (pedreira), obtivemos percentuais menores de ultrapassagens dos padrões legais, sendo que 16,7 % das amostras válidas ultrapassaram o padrão primário diário ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e 41,7 % das amostras válidas ultrapassaram o padrão secundário diário ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$).
- Para a área urbana (campus da USP/SP), podemos constatar que em quaisquer das amostras coletadas, nenhum dos índices de concentrações encontrados apresentou valores superiores aos padrões estabelecidos.

Como era de se esperar, as áreas de mineração foram as que apresentaram os maiores índices de concentrações de PTS, os quais ultrapassaram os padrões legais de qualidade do ar. Este fato pode ser explicado devido a relação existente entre a geração de particulados e o processo produtivo inerente à atividade de mineração.

Para a área urbana constatamos que em nenhum dos pontos amostrados quaisquer das amostras coletadas apresentou concentrações com valores superiores aos padrões legais, fato este que vem confirmar a baixa geração de particulados no campus da USP/SP.

• Com relação a distribuição granulométrica do MPS podemos concluir que:

- Na área da mineração de grande porte (mina) o diâmetro médio das partículas foi de $18,5 \mu\text{m}$, sendo que 95 % das amostras coletadas constituíram-se de PTS ($< 50 \mu\text{m}$), 35,6 % de partículas inaláveis ($< 10 \mu\text{m}$) e 9,4 % de

partículas respiráveis ($< 2,5 \mu\text{m}$). O MPS (partículas $< 100 \mu\text{m}$) compreenderam cerca de 99,8 % das amostras.

- Na área da mineração de pequeno porte (pedreira) o diâmetro médio das partículas foi de $25,1 \mu\text{m}$, sendo que 89 % das amostras coletadas constituíram-se de PTS ($< 50 \mu\text{m}$), 24,1 % de partículas inaláveis ($< 10 \mu\text{m}$) e 4 % de partículas respiráveis ($< 2,5 \mu\text{m}$). O MPS (partículas $< 100 \mu\text{m}$) compreenderam cerca de 99,4 % das amostras.
- Na área urbana (campus da USP/SP) o diâmetro médio das partículas foi de $31,0 \mu\text{m}$, sendo que 82,9 % das amostras coletadas constituíram-se de PTS ($< 50 \mu\text{m}$), 21,2 % de partículas inaláveis ($< 10 \mu\text{m}$) e 2,4 % de partículas respiráveis ($< 2,5 \mu\text{m}$). O MPS (partículas $< 100 \mu\text{m}$) compreenderam cerca de 97,3 % das amostras.

As frações mais finas do MPS, apresentaram percentuais maiores para as áreas de mineração (áreas com maior presença de processos antropogênicos), do que para a área urbana (área com maior presença de processos naturais). Já as frações mais grosseiras do MPS apresentaram-se em maior quantidade na área urbana.

Assim, a análise das distribuições granulométricas para estas três áreas de estudo nos indicaram que o tamanho das partículas em suspensão esteve diretamente associado ao processo de formação destas partículas.

- Com relação a composição química do MPS podemos concluir que:
 - Para a mineração de grande porte, o MPS possui uma composição química muito semelhante à do calcário existente na mina. Esta comparação envolveu a composição do calcário (rocha fresca) e a composição média do MPS (média de 8 amostras).
 - Para a mineração de pequeno porte, o MPS possui uma composição química muito semelhante à do granito existente na pedreira. Esta comparação envolveu

a composição do granito (rocha fresca) e a composição média do MPS (média de 8 amostras).

Esta semelhança nos resultados obtidos para a composição química entre as amostras de MPS e rocha fresca, vem confirmar não apenas o caráter qualitativo mas também semi-quantitativo da análise realizada.

• Dificuldades encontradas

As dificuldades encontradas se deram ao longo de todo o trabalho, entretanto podemos dividi-las em dois tipos: coleta e análise de dados.

Dentre as dificuldades encontradas para a coleta dos dados, podemos citar as seguintes:

- Invalidação de amostras por questões operacionais nos pontos de amostragem (interrupção no fornecimento de energia elétrica);
- Dificuldades na escolha da localização do ponto “ideal” de amostragem, em função da infra-estrutura existente, das recomendações técnicas quanto a distância mínima de obstáculos e fontes diretas e da altura do amostrador em relação ao solo.

Dentre as dificuldades encontradas para a análise dos dados, podemos citar as seguintes:

- Indisponibilidade de acesso à técnicas analíticas mais adequadas para a obtenção de uma caracterização química quantitativa do MP;
- Utilização de filtros com interferentes, ou seja, presença de elementos químicos na sua composição, os quais também foram objeto de análise na caracterização química do MP;
- Obtenção de amostras com quantidades de massa de MP muito pequenas;

- A existência de pequenas divergências entre os limites granulométricos obtidos pelo analisador de tamanho de partículas, em relação as frações adotadas (2,5 μm ; 10 μm ; 50 μm ; 100 μm).

- **Futuros trabalhos**

No presente trabalho não foram abordados os aspectos mencionados a seguir, entretanto tais tópicos poderão ser abordados em futuros trabalhos. São eles:

- Estudos que visem a caracterização química quantitativa do MPS, associando a presença de elementos químicos danosos à saúde, com frações granulométricas específicas, tais como $\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10} .
- Estudos que visem caracterizar o comportamento das partículas em suspensão em áreas de mineração, levando em consideração os processos de geração, emissão, dispersão e deposição destas partículas. Além da proposição de métodos de mitigação e controle deste material particulado gerado.

—

ANEXO A
FOTOS DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NA MINA

Foto 1 – Local de amostragem do ponto A – Mina.

Foto 2 – Vista da localização do ponto A de amostragem – Mina.

Foto 3 – Hi-vol em amostragem no ponto B – Mina.

Foto 4 – Hi-vol em amostragem no ponto B – Mina.

Foto 5 – Hi-vol em amostragem no ponto C – Mina.

Foto 6 – Hi-vol em amostragem no ponto C – Mina.

Foto 7 - Local de amostragem do ponto D – Mina.

Foto 8 – Vista da localização do ponto D de amostragem – Mina.

Foto 9 – Hi-vol em amostragem no ponto E – Mina.

Foto 10 – Hi-vol em amostragem no ponto E – Mina.

—

ANEXO B

FOTOS DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NA PEDREIRA

Foto 11 - Local de amostragem do ponto A – Pedreira.

Foto 12 – Vista da localização do ponto A de amostragem – Pedreira.

Foto 13 - Local de amostragem do ponto B – Pedreira.

Foto 14 – Vista da localização do ponto B de amostragem – Pedreira.

Foto 15 – Hi-vol em amostragem no ponto C – Pedreira.

Foto 16 – Vista da localização do ponto C de amostragem – Pedreira.

Foto 17 – Hi-vol em amostragem no ponto D - Pedreira.

Foto 18 – Vista da localização do ponto D de amostragem – Pedreira.

—

ANEXO C
FOTOS DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NA USP

Foto 19 – Hi-vol em amostragem no ponto A (PMI) – Campus USP/SP.

Foto 20 – Hi-vol em amostragem no ponto A (PMI) – Campus USP/SP.

Foto 21 – Hi-vol em amostragem no ponto B (EEFE) – Campus USP/SP.

Foto 22 – Hi-vol em amostragem no ponto B (EEFE) – Campus USP/SP.

Foto 23 - Local de amostragem do ponto C (FMVZ) – Campus USP/SP.

Foto 24 – Vista da localização do ponto C de amostragem (FMVZ)– Campus USP/SP.

Foto 25 – Hi-vol em amostragem no ponto D (MAE) – Campus USP/SP.

Foto 26 – Hi-vol em amostragem no ponto D (MAE) – Campus USP/SP.

Foto 27 – Hi-vol em amostragem no ponto E (IO) – Campus USP/SP.

Foto 28 – Hi-vol em amostragem no ponto E (IO) – Campus USP/SP.

ANEXO D
CERTIFICADOS DAS ANÁLISES
(Disponível apenas na versão impressa)

BIBLIOGRAFIA

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, T. **Particle size measurement**. 5. ed. London, Chapman and Hall, 1997. v.1. (Powder Technology Series)
- AL-RAJHI, M. A. et al. Particle size effect for metal pollution analysis of atmospherically deposited dust. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 1, p. 145-53, 1996.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Material particulado em suspensão no ar ambiente – Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume – NBR 9547**. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSUNÇÃO, J. V. Poluição atmosférica. In: CASTELLANO, E. G. , ed. **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Paulo, Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1998. P. 271-308.
- BAUMBACH, G. **Air quality control**. Berlin, Springer-Verlag, 1996.
- BERLYAND, M. E. **Prediction and regulation of air pollution**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1991. (Atmospheric Sciences Library, 14)
- BERNHARDT, C. **Particle size analysis**. London, Chapman and Hall, 1994. (Powder Technology Series)
- BOTKIN, D. B. ; KELLER, E. A. **Environmental science: earth as a living planet**. New York, John Wiley, 1995
- BRAILE, V. V. et al. Poluição do ar causada pela operação de pedreiras no município do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 7, n. 27, p. 204-18, jul./set.1979.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 1997**. São Paulo, CETESB, 1998. (Série Relatórios)
- EAGLEMAN, J. R. **Meteorology: the atmosphere in action**. 2. ed. Belmont, Wadsworth Publishing Company, 1985.
- EWING, G. W. **Métodos instrumentais de análise química**. São Paulo, Edgard Blücher, 1972. 2v.
- GODISH, T. **Air quality**. 2. ed. Chelsea, Lewis, 1991.

- LANDSBERGER, S. ; BIEGALSKI, S. Analysis of inorganic particulate pollutants by nuclear methods. In: KOUIMTZIS, T. ; SAMARA, C. , eds. **Airborne particulate matter**. Berlin, Springer-Verlag, 1995. (The Handbook of Environmental Chemistry, 4, Pt D.)
- LYONS, T. J. ; SCOTT, W. D. **Principles of air pollution meteorology**. London, Belhaven Press, 1990.
- OLIVEIRA, E. ; TEIXEIRA, M. M. ; NOVAES, T. C. P. Estudo da aplicação de espectroscopia de emissão para análises de particulado metálico disperso em ambiente de trabalho em um programa de controle de riscos. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 20, n. 37, p. 53-6, mar. 1982.
- PACYNA, J. M. Sources, particle size distribution and transport of aerosols. In: KOUIMTZIS, T. ; SAMARA, C. , eds. **Airborne particulate matter**. Berlin, Springer-Verlag, 1995. (The Handbook of Environmental Chemistry, 4, Pt D.)
- PUNGOR, E. **A practical guide to instrumental analysis**. Boca Raton, CRC Press, 1995.
- RAVEN, P. H. ; BERG, L. R. ; JOHNSON, G. B. **Environment**. Fort Worth, Saunders College Publishing, 1995.
- RYBICKA, E. H. Metals and their chemical and mineralogical forms in industrial pollutants of the atmosphere. **Environmental Technology Letters**, v. 10, n. 10, p. 921-8, Oct. 1989.
- SAMCHUK, A. I.; PILIPENKO, A. T. Analytical methods of studying the chemical composition of minerals and rocks. In: **Analytical chemistry of minerals**. Trad. de S. V. Ponomarenko. Utrecht, VNU Science Press, 1987. p. 1-40.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME / WORLD HEALTH ORGANIZATION. **GEMS/AIR methodology review handbook series**. Nairobi, UNEP / Geneva, WHO, 1994. v.3: Measurement of suspended particulate matter in ambient air.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **APTI - Course 435 - Atmospheric sampling**. Reserch Triangle Park, USEPA, 1983. (EPA 450/2-80-004)
- VALERY JR. , W. ; EVELIN, S. S. ; OLIVEIRA, R. N. Comparação de técnicas de análise granulométrica de partículas finas e ultrafinas. In: SIMPÓSIO DE CARACTERIZAÇÃO TECNOLÓGICA NA ENGENHARIA E INDÚSTRIA MINERAL, São Paulo, 1990. **Anais**. São Paulo, EPUSP/ Departamento de Engenharia de Minas, 1990. p. 179-209.
- VASCONCELLOS, P. C. **Um estudo sobre a caracterização de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e seus derivados, e hidrocarbonetos alifáticos saturados**

em material particulado atmosférico proveniente de sítios urbanos, suburbano e florestais. São Paulo, 1996. 103p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo.

WALKER, S. Beating the dust devils. **Mining Environmental Management**, p. 23-6, Jun. 1997.

WILLEKE, K. ; BARON, P. A, eds. **Aerosol measurement:** principles techniques and applications. New York, Van Nostrand Reinhold, 1993.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guidelines for Europe.** Copenhagen, WHO, 1987.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- AKEREDOLU, F. Atmospheric environment problems in Nigeria. An overview. **Atmospheric Environment**, v. 23, n. 4, pt. 1, p. 783-92, 1989.
- ASSUNÇÃO, J.V. **Dispersão atmosférica**. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública da USP, 1987. / Notas de aula do Curso de Especialização em Saúde Pública /
- ASSUNÇÃO, J.V. et al. **Seleção de equipamentos de controle de poluição do ar**. São Paulo, CETESB, 1990.
- BEACHLER, D. S. ; JAHNKE, J. A. **APTI course 413: control of particulate emissions - student manual**. S. L., EPA, 1981. (EPA 450/2/80/066)
- BORMANN, F. H. Landscape ecology and air pollution. In: TURNER, M. G., ed. **Landscape heterogeneity and disturbance**. New York, Springer-Verlag, 1987. p. 37-57. (Ecological Studies, 64)
- BOUNICORE, A. J. ; DAVIS, W. T., eds. **Air pollution engineering manual**. New York, Van Nostrand Reinhold, 1992.
- BRASIL. Leis etc. **Consolidação da legislação mineral e ambiental**. 2.ed. atual. e revista. Org. por Uile Reginaldo Pinto. Brasília, DMG, 1993.
- BRASIL. Leis etc. **Legislação federal: controle da poluição ambiental (atualizado até julho de 1990)**. São Paulo, CETESB, 1990. (Série Documentos/ Secretaria do Meio Ambiente).
- BRAUER, R.L. **Safety and health for engineers**. New York, VNR, 1994.
- BRETSCHNEIDER, B.; KURFÜRST, J. **Air pollution control technology**. Amsterdam, Elsevier, 1987.
- BROOK, J. R. ; DANN, T. F. ; BURNETT, R.T. The relationship among TPS, PM₁₀, PM_{2.5} and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple canadian locations. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 47, p. 2-19, Jan. 1997.
- BUTCHER, S.; CHARLSON, R. **An introduction to air chemistry**. New York, Academic Press, 1972.
- CALVERT, S. ; ENGLUND, H. M. **Handbook of air pollution technology**. New York, John Wiley, 1984.
- CASTANHO, A. D. A. **A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera da cidade de São Paulo**. São Paulo, 1999. 131 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Física, Universidade de São Paulo.

- CECALA, A. B. ; DANIEL, J. H. ; THIMONS, E. D. Methods to lower dust exposures at mineral processing operations. **Applied Occupational Environmental Hygiene**, v. 11, n. 7, p. 854-9, Jul. 1996.
- CHEREMISINOFF, P.; YOUNG, R. A. **Air pollution control and design handbook**. New York, Marcel Dekker, 1977.
- CHOW, J. C. et al. Laboratory resuspension chamber to measure fugitive dust size distributions and chemical compositions. **Atmospheric Environment**, v. 28, n. 21, p. 3463-81, Dec. 1994.
- CHOW, J. C. et al. PM₁₀ and PM_{2.5} compositions in California's san joaquin valley. **Aerosol Science and Technology**, v. 18, p. 105-28, 1993.
- CHOW, J. C. et al. PM₁₀ standards and nontraditional particulate source controls: a summary of the A&WMA/EPA international specialty conference. **Air & Waste**, v. 43, p. 74-84, Jan.1993.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Controle ambiental da mineração**; coord. técnica por G.P.Fraga. São Paulo, CETESB, 1992. (Série Didática Especial, 15).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Legislação federal: controle da poluição ambiental**. São Paulo, CETESB, 1995. (Série Documentos)
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Normas sobre controle ambiental da mineração**. São Paulo, CETESB, 1990.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n° 3 de 28/06/90**. S.n.t.
- COOPER, C.D.; ALLEY, F.C. **Air pollution control: a design approach**. Prospect Heights, Waveland Press, 1986.
- CORBITT, R. **Standard handbook of environmental engineering**. New York, McGraw Hill, 1990.
- DANIELSON, J.A. **Air pollution engineering manual**. 2. ed. Washington, Environmental Protection Agency, 1973.
- DARLING, P. Dust collection systems. **Rock Products**, p. 25-30, Sept. 1996. Cement Edition
- DAVIS, M.L.; CORNWEL, D.A. **Introduction to environmental engineering**. 2. ed. New York, McGraw-Hill, 1991. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering).

- DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo, CETESB, 1992.
- DORMAN, R.G. **Dust control and air cleaning**. S.L, Pergamon Press; 1974. (International Series of Monographs in Heating, Ventilation and Refrigeration, v.9)
- DOWN, C.G.; STOCKS, J. **Environmental impact of mining**. London, Applied Science Publ., 1977.
- ELENA, P.; RICARDO, J. Partículas inaladas. In: ASPECTOS no tradicionais en fisiopatología respiratoria. Ciudad de La Habana, ECIMED, 1988. p. 45-60.
- ENERGÉTICA INDÚSTRIA E COMÉRCIO LTDA. **Amostrador de grande volume/Hi-Vol energética: manual de operação**. Rio de Janeiro, Energética, 1994.
- ESTON, S. M. Impactos ambientais na mineração: gases e aerossóis. In: COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Controle ambiental da mineração**. São Paulo, CETESB, 1991. n. paginado.
- ESTON, S. M. ; KAHN, H. Considerações sobre a geração, dispersão e o controle de poeiras fugitivas na lavra a céu aberto. In: CONGRESSO NACIONAL DE PREVENÇÃO DE ACIDENTES DO TRABALHO. **Anais**. São Paulo, FUNDACENTRO, 1991. n. paginado.
- FERNANDES, R. S. ; DUARTE, E. ; CASTRO, A. G. B. Mineração e meio ambiente. **Mineração Metalurgia**, v. 51, n. 491, p. 17-37, Jan. / Feb. 1988.
- FLAGAN, R.C.; SEINFELD, J.H. **Fundamentals of air pollution engineering**. Englewood Cliffs, Prentice Hall, 1988.
- GARRETT, R. E. Dust-control systems. **Pit & Quarry**, v. 87, n. 9, p. 19-21, Mar. 1995.
- GENNARI, R. F. **Determinação de metais em material particulado pela técnica de espectrometria de emissão atômica de plasma de argônio induzido**. São Paulo, 1991. 90 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- GERSTLE, R.W. Finding a solution to your air pollution. **Pollutant. Engineering.**, v. 24, n. 11. 1992.
- GOLDBECK, L.J.; MARTI, A.D. Dust control at conveyor transfer points: containment, suppression and collection. **Bulk Solids Handling**, v. 16, n. 3, p. 367-72, July/Sept. 1996.
- GRANADOS-CORREA, F.; GARCÍA-SOSA, I.; ITURBE-GARCÍA, J.L. Exposure to total and respirable minerals in an abrasive manufacturing facility. **American Industrial Hygiene Association Journal**, v. 57, n. 8, p. 753-5, 1996.

- HARRISON, R. M. ; JONES, M. The chemical composition of airborne particles in the UK atmosphere. **The Science of the Total Environment**, v. 168, p. 195-214, 1995.
- HARRISON, R.M.; PERRY, R. **Handbook of air pollution analysis**. 2. ed. London, Chapman and Hall, 1986.
- HESKETH, H. **Air pollution control, traditional and hazardous pollutants**. Lancaster, Technomic Publishers, 1991.
- HESKETH, H.E. **Air pollution control**. 2. ed. Ann Arbor, Ann Arbor Science; 1981.
- HLAVAY, J. ; WESEMANN, G. Distribution of mineralogical phases in dusts collected at different workshops. **The Science of the Total Environment**, v. 136, p. 33-42, 1993.
- HLAVAY, J. et al. Distribution of toxic metals in dusts collected at different workshops. **The Science of the Total Environment**, v. 136, p. 93-9, 1993.
- JAMES, G.C.; BROWNING, E.J. Extraction techniques for airborne dust control. In: INTERNATIONAL MINE VENTILATION CONGRESS, 4., Brisbane, 1988. **Proceedings**. S. n. t.
- KARUE, J. ; KINYUA, A. M. ; EL-BUSAIDY, A. H. S. Measured components in total suspended particulate matter in a kenyan urban area. **Atmospheric Environment**, v. 26B, n. 4, p. 505-11, 1992.
- KEITH, L.H. **Principals of environmental sampling**. Washington, American Chemical Society, 1987.
- KESTNER, M. Water-spray systems: the dust-control workhorse. **Pit & Quarry**, v. 83, n. 9, p. 26-31, Mar. 1991.
- KIM, N. D. ; FERGUSON, J. E.. The concentrations, distribution and sources of cadmium, copper, lead and zinc in the atmosphere of an urban environment. **The Science of the Total Environment**, v. 144, p. 179-89, Apr. 1994.
- KNIGHT, G. Generation and control of mine airborne dust. In: US MINE VENTILATION SYMPOSIUM, 2., Reno, 1985. **Proceedings**. S. n. t.
- LEE JR., R. E. Measuring particulate matter in air. In: INSTRUMENTATION for monitoring air quality. Philadelphia, American Society for Testing Materials, 1974. (ASTM Special Technical Publication, 555)
- LICCO, E. A. **Filosofias para controle da poluição ambiental**. São Paulo, CETESB, 1991.
- LICHT, W. **Air pollution control engineering**. S.L., Marcel Dekker, 1988.

- MESQUITA, A. L. S. et al. **Engenharia de ventilação industrial**. São Paulo, CETESB, 1988.
- MODY, V.; JAKHETE, R. **Dust control handbook**. Park Ridge, 1988. (Pollution Technology Review, n. 161).
- MOHAMED, M.A.K.; MUTMANSKY, J.M.; JANKOWSKI, R.A. Overview of proven low cost and high efficiency dust control strategies for mining operations. **Mining Technology**, v. 78, n. 897, p. 141-8, May 1996.
- MONN, C. et al. Particulate matter < 10 μm (PM_{10}) and total suspended particulates (TSP) in urban, rural and alpine air in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v. 29, n. 19, p. 2565-73, 1995.
- MURLEY, L., ed. **Clean air around the world: national approaches to air pollution control**. 3. ed. Brighton, IUAPPA, 1995.
- MYRAN, T.; HEDALEN, T. Traffic air pollution. **Journal of Aerosol Science**, v. 25, n.1, p. S471-S472, May 1994. Supplement.
- NATIONAL AIR POLLUTION CONTROL ADMINISTRATION. **Air quality criteria for particulate matter**. Washington, Dept. of Health, Education and Welfare, 1969. (National Air Pollution Control Administration Publication, AP-49)
- NATIONAL AIR POLLUTION CONTROL ADMINISTRATION. **Control techniques for particulate air pollutants**. Washington, Dept. of Health, Education and Welfare, 1969. (National Air Pollution Control Administration Publication, AP-51)
- NEFUSSI, N. **A poluição do ar no estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB, 1975. /Trabalho apresentado ao Congresso Brasileiro da Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 1975/.
- NEGI, B. S.; SADASIVAN, S. ; NAMBI, K. S. V. ; PANDE, B. M. Characterization of atmospheric dust at gurushikar, Mt. Abu , Rajasthan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 40, p. 253-9, 1996.
- OBERT, E.F. **Internal combustion engines and air pollution**. New York, Intext Educational Publishers, 1973.
- OFFER-Z-Y; ZANGVIL-A; AZMON-E. Characterization of airborne dust in the Sede Boker area. **Israel Journal of Earth Sciences**, v. 41, n. 2-4, p. 239-45, 1993.
- ORTOLANO, L. **Environmental regulation and impact assessment**. New York, John Wiley, 1997.
- PARTICLE SIZE ANALYSIS CONFERENCE, 7., Loughborough, 1991. **Particle size analysis: proceedings**; ed. By N. G. Stanley-Wood and R. W. Lines. Cambridge, Royal Society of Chemistry, 1992.

- PERRAULT, G.; DION, C.; OSTIGUY, C.; MICHAUD, D.; BARIL, M. Selective sampling and chemical speciation of airborne dust in ferrous foundries. **American Industrial Hygiene Association Journal**, v. 53, n. 7, p. 463-70, July 1992.
- PIRRONE, N.; KEELER, G. J.; WARNER, P. O. Trends of ambient concentrations and deposition fluxes of particulate trace metals in Detroit from 1982 to 1992. **The Science of the Total Environment**, v. 162, p. 43-61, 1995.
- PONTIN, J. A. **Identificação e quantificação de alguns materiais orgânicos antropúrgicos e naturais em material particulado atmosférico: uma proposta de análise integralizadora.** São Paulo, 1990. 140p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- PRYOR, S. C.; BARTHELMIE, R. J. PM_{10} in Canada. **The Science of the Total Environment**, v. 177, p. 57-71, 1996.
- QUEZADA, N. A. V. **Determinacion de metales pesados en partículas suspendidas totales en el valle de toluca por el metodo del muestreador de altos volúmenes y espectrofotometria de absorcion atomica.** Toluca, 1989. 101p. Tese (Mestrado) - Facultad de Quimica, Universidad Autonoma del Estado de Mexico.
- RATTI, G. **Análises químicas na engenharia mineral.** São Paulo, 1994. 83 p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- RAWLE, A. **The basic principles of particle size analysis.** S.L., Malvern Instruments, s. d. 8 p. (MRK 034/01)
- RAWLE, A. **The malvern analysis table.** S.L., Malvern Instruments, s. d. 4 p.
- REPONEN, A. et al. Comparison of five methods for measuring particulate matter concentrations in cold winter climate. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 22, p. 3873-9, 1996.
- SADIQ, M.; MIAN, A. A. Lead, titanium and zinc in air particulate at Dhahran, Saudi Arabia, during and after Kuwait oil fires. **The Science of the Total Environment**, v. 152, p. 113-8, 1994.
- SAHLE, W.; SÄLLSTEN, G.; THORÈN, K. Characterization of airborne dust in a soft paper mill. **Annals of Occupational Hygiene**, v. 34, n. 1, p. 55-75, Feb. 1990.
- SÃO PAULO. Secretaria de Ciência e Tecnologia. **Subsídios para aperfeiçoamento da legislação relacionada à mineração e meio ambiente: cadastro da legislação ambiental.** São Paulo, Pró-minério, 1987.
- SCHRÖDER, H.H.E. The properties and effects of dust. In: ENVIRONMENTAL engineering in South African Mines. S.L., Mine Ventilation Society of South Africa, 1982.

- SEINFELD, J.H. **Atmospheric chemistry and physics of air pollution**. New York, Wiley, 1986.
- SENGUPTA, M. **Mine environmental engineering**. Boca Raton, CRC Press, 1990. v 1.
- SILVA, M. R. R. M. S. **Análise de traços de sulfato e cloreto em material particulado atmosférico através de técnicas eletroanalíticas**. São Paulo, 1991. 175p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- SIMPÓSIO EPUSP SOBRE CONTROLE AMBIENTAL E SEGURANÇA EM MINERAÇÃO, São Paulo, 1990. **Controle ambiental e segurança em mineração**: trabalhos apresentados; org. por W.T. Hennies e S.M. Eston. São Paulo, EPUSP, 1990.
- SINHA, S.; BANERJEE, S. P. Respirable dust characterization in an indian open-cast coal mine. **Applied Occupational Environmental Hygiene**, v. 11, n. 7, p. 771-6, July 1996.
- SMITH, F. ; NELSON JR., C. **Guidelines for development of a quality assurance program**: reference method for the determination of suspended particulates in the atmosphere. Washington, EPA, 1973.
- SOUZA, P. **Determinação de material particulado depositado sobre a cidade de Tubarão - S.C.** Tubarão, 1987. 57p. Monografia (Especialização) - Universidade Regional.
- STERN, A.C. **Fundamentals of air pollution**. New York, Academic Press, 1982.
- STEVENS, K.; HERGET, F. W. **Analytical methods applied to air pollution measurements**. Ann Arbor, Ann Arbor Science Publishers, 1974.
- STRAUB, C.P. **Practical handbook of environmental control**. Boca Raton, CRC Press, 1989.
- SUESS, M. J.; CRAXFORD, S. R. **Manual de calidad del aire en el medio urbano**. Washington, OPAS/OMS, 1980. (Publicación científica, n. 401)
- SWEET, C. W.; VERMETTE, S. J. Sources of trace elements in urban air in Illinois. **Environmental Science and Technology**, v. 27, n. 12, p. 2502-10, 1993.
- SYMPOSIUM ON INSTRUMENTATION FOR MONITORING AIR QUALITY, Boulder, 1973. **Instrumentation for monitoring air quality**. Philadelphia, ASTM, 1973. (ASTM Special Technical Publication, 555).
- SYVITSKI, J. P. M., ed. **Principles, methods and application of particle size analysis**. Cambridge, University Press, 1991.

- THEODORE, L.; BOUNICORE, A. J. **Air pollution control equipment: particulates.** Boca Raton, CRC Press, 1988.
- THEODORE, L.; BOUNICORE, A. J. **Air pollution control equipment: selection, design, operation and maintenance.** 2. ed. Berlin, Springer-Verlag, 1994.
- THEODORE, L.; BOUNICORE, A. J. **Industrial air pollution control equipment for particulates.** Cleveland, CRC Press, 1976.
- TRIJONIS, J. Development and application of methods for estimating inhalable and fine particle concentrations from routine Hi-Vol data. **Atmospheric Environment**, v. 17, n. 5, p. 999-1008, 1983.
- UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE. **Fine particulate pollution.** S.L., Pergamon Press, 1979.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Compilation of air pollutant emission factors.** 4. ed. Washington, USEPA, 1985. v.1: Stationary point and area sources.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Control technologies for hazardous air pollutants: handbook.** Cincinnati, USEPA, 1991.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Reference method for the determination of suspended particulate matter in the atmosphere: High Volume Method.** S.L., 1992. (Federal Register 40. CFR 50, Appendix B)
- WALLI, R.A. Mine dusts. In: HARTMAN, H.L. **Mine ventilation and air conditioning.** 2.ed. New York, Wiley, 1982.
- WATSON, J. G. Effects of environmental measurement variability on air quality decisions. In: KEITH, L. H., ed. **Principles of environmental sampling.** Washington, American Society, 1988. p. 263-73.
- WIGHT, G.D. **Fundamentals of air sampling.** Florida, Lewis, 1994.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guidelines for Europe.** Copenhagen, WHO, 1987.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Selected methods of measuring air pollutants.** Geneva, WHO, 1976.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Urban air pollution 1973-1980.** Geneva, WHO, 1984.
- ZOU, L. Y.; HOOPER, M. A. Size resolved airborne particles and their morphology in central Jakarta. **Atmospheric Environment**, v. 31, n. 8, p. 1167-72, 1997.