PEDRO IVO DIÓGENIS BELO

RODNEY TOFOLI

QUANTIFICAÇÃO DOS NÍVEIS DE PARTÍCULAS FINAS ($MP_{2,5}$) NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA

Projeto de Graduação apresentado ao Programa de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau em Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr.

VITÓRIA
2011

PEDRO IVO DIÓGENIS BELO

RODNEY TOFOLI

QUANTIFICAÇÃO DOS NÍVEIS DE PARTÍCULAS FINAS ($MP_{2,5}$) NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA

Projeto de Graduação apresentado ao Programa de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau em Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovado em _____ de julho de 2011

COMISSÃO EXAMINADORA

_____
Prof. Dr. Neyval Costa Reis Jr.
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

_____
Profª. Dra. Jane Meri Santos
Universidade Federal do Espírito Santo

_____
Msc. Antônio Paula Nascimento

AGRADECIMENTOS

Ao nosso orientador Prof° Dr. Neyval Costa Reis Júnior pelo apoio prestado nas horas de dificuldade e pelo esclarecimento das dúvidas que surgiram ao longo do desenvolvimento do trabalho.

À Brígida Gusso Maioli pela inestimável ajuda permitindo o desenvolvimento deste Projeto em conjunto com a sua Dissertação de Mestrado. Pelo auxílio nas amostragens, indicando referências e esclarecendo dúvidas.

Às professoras visitantes Sandra Beghi e Taciana Toledo pela paciência e colaboração com o condicionamento das amostras.

Ao Israel Pestana Soares pela ajuda nos primeiros contatos com o amostrador *MiniVol TAS*, auxiliando na montagem do equipamento.

Aos amigos do curso de Engenharia Ambiental da UFES e a todos os professores desta Instituição que nos guiaram até aqui.

Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) por ter fornecido os dados complementares necessários para o desenvolvimento do trabalho.

Aos nossos familiares que muito colaboraram para que nós chegássemos ao final do curso. Sem eles nada disso seria possível.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

A legislação brasileira de controle da poluição do ar encontra-se defasada em relação à de outros países. Existem poluentes com efeitos danosos à saúde da população que sequer são monitorados ou, quando o são, os padrões de qualidade do ar estão desatualizados face aos estudos mais recentes. Em decorrência desse problema, o presente trabalho quantificou e analisou, durante três meses, os níveis de partículas finas ($MP_{2,5}$) em Vitória, no Espírito Santo, com o objetivo de compará-los com os principais padrões internacionais pertinentes como os determinados pela OMS e US EPA, já que este poluente não possui padrão de qualidade do ar definido em legislação brasileira. Foram realizadas amostragens na Estação de monitoramento da Enseada do Suá em períodos de 24 horas, todos os dias da semana. A estação, considerada pelo IEMA como a principal da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar (RAMQAR), se caracteriza por boa representatividade territorial, sofrendo influência do tráfego de veículos e dos principais empreendimentos industriais da Região da Grande Vitória. As medições ocorreram nos meses de abril, maio e junho de 2011 e, para coleta do particulado, foram utilizados o amostrador *MiniVol Tatical Air Sampler* da *Airmetrics* e filtros de quartzo. A metodologia utilizada seguiu as orientações do *Code of Federal Regulations (CFR)* do Governo Federal dos Estados Unidos. Os resultados obtidos se mostraram em concordância com os limites de 24 horas estabelecidos pela US EPA (35 $\mu g/m^3$) e ultrapassaram algumas vezes o recomendado pela OMS (25 $\mu g/m^3$). As maiores concentrações de $MP_{2,5}$ foram obtidas para os dias úteis, enquanto que as menores ocorreram nos finais de semana. Gráficos *box plot* foram utilizados para analisar a dispersão dos resultados.

Palavras-chave: partículas finas, $MP_{2,5}$, padrões de qualidade do ar; legislação; quantificação.

ABSTRACT

The Brazilian legislation for air pollution control is outdated in relation to other countries. There are pollutants with harmful effects to the population that are not even monitored or, when they are, the air quality standards are outdated in relation to the most recent studies. As a result of this problem, the present work has quantified and analyzed, during three months, the levels of fine particles ($PM_{2.5}$) in Vitória, Espírito Santo, with the intent of comparing them with the major relevant international standards as those determined by the WHO and US EPA, since this pollutant has no air quality standard defined in the Brazilian legislation. Samplings were carried out at the monitoring Station in Enseada do Suá with 24 hours intervals, every day of the week. The station, considered by IEMA the main Automatic Network for Air Quality Monitoring, is characterized by good territorial representation, influenced by the traffic of vehicles and the main industrial enterprises of Greater Vitória. The measurements occurred in the months of April, May and June in 2011 and, for the collection of particles, the Airmetrics' MiniVol Tatical Air Sampler and quartz filters were used. The methodology used was followed by the guidelines of the Code of Federal Regulations (CFR) of the Federal Government of the United States. The attained results were shown to be in accordance with the limits of 24 hours set by the US EPA (35 $\mu g/m^3$) and have exceeded the recommended by the WHO (25 $\mu g/m^3$) sometimes. The largest concentrations of $PM_{2.5}$ were obtained during working days, while the smaller ones occurred on weekends. *Box plots* graphics were used to analyze the dispersion of the results.

Key Words: fine particles, $PM_{2.5}$, air quality standards; legislation; quantification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema da distribuição granulométrica do aerossol troposférico. 14

Figura 2. Deposição das partículas de vários tamanhos no sistema respiratório. 20

Figura 3. Anatomia geral do sistema respiratório humano. 21

Figura 4. Localização das estações que fazem parte da RAMQAR. 34

Figura 5. Distribuição das taxas de emissão de $MP_{2,5}$ na Região da Grande Vitória. 38

Figura 6. Localização de Vitória no estado do Espírito Santo. 39

Figura 7. Normal Climatológica da cidade de Vitória (1961-1990) – Temperatura média. 40

Figura 8. Normal Climatológica da cidade de Vitória (1961-1990) – Precipitação média mensal. Fonte: adaptado INMET, 2010. 41

Figura 9. Rosa dos ventos para a estação da Enseada do Suá no mês de maio de 2011. 42

Figura 10. Rosa dos ventos para a estação da Enseada do Suá no mês de junho de 2011. 43

Figura 11. Localização geográfica da estação da Enseada do Suá. 44

Figura 12. Foto aérea do local de monitoramento (em destaque) na Enseada do Suá de outubro de 2010. 45

Figura 13. Montagem do suporte impactador/filtro para a coleta de $MP_{2,5}$. 46

Figura 14. Visão externa do amostrador *MiniVol TAS*. 47

Figura 15. Tipos de montagem do *MiniVol TAS*. 48

Figura 16. Dessecador e filtros em condicionamento no laboratório do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - UFES. 50

Figura 17**.** Representação de um gráfico *box plot*. 53

Figura 18. Gráfico de evolução das concentrações de MP_{10} (em vermelho) e $MP_{2,5}$ (em azul) durante todo o período de medição na Estação Enseada do Suá, entre abril e junho de 2011. 54

Figura 19. Evolução da relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ na estação da Enseada do Suá para o período de abril a junho de 2011. 56

Figura 20. Gráfico *box plot* comparando as concentrações (em $\mu g/m^3$) de $MP_{2,5}$ e MP_{10} e a relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ (em %) na estação da Enseada do Suá, no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011. 57

Figura 21. Gráfico *box plot* comparando por dia da semana as concentrações (µg/m^3) de $MP_{2,5}$ na estação da Enseada do Suá, no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011. 58

Figura 22. Gráfico *box plot* comparando por dia da semana as concentrações (µg/m^3) de MP_{10} (fornecidas pelo IEMA) na estação da Enseada do Suá no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011. 59

Figura 23. Gráfico *box plot* da relação (em %) entre $MP_{2,5}$ e MP_{10} para cada dia da semana na estação da Enseada do Suá no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011. 60

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 9
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 12
2.1 DESCRIÇÃO DO PROBLEMA 12
2.1.1 Material particulado 12
2.1.2 Efeitos adversos causados pelo $MP_{2,5}$ 18
2.1.2.1 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre a saúde humana 18
2.1.2.2 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre a visibilidade 22
2.1.2.3 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre o ecossistema 23
2.1.2.4 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre os materiais 23
2.1.3 Legislação internacional sobre o $MP_{2,5}$ 24
2.2 Estado da arte 25
3 REDE AUTOMÁTICA DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR DA GRANDE VITÓRIA 34
4 INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DA REGIÃO DA GRANDE VITÓRIA 37
5 O MUNICÍPIO DE VITÓRIA 39
5.1 Clima e relevo 40
5.1.1 Condições meteorológicas do período de amostragem 41
6 METODOLOGIA 44
6.1 Local de monitoramento 44
6.2 Equipamento de coleta do $MP_{2,5}$ 46
6.3 Condicionamento e quantificação das amostras 48
6.3.1 Filtros 48
6.3.2 Condicionamento 49
6.3.3 Pesagem 50
6.3.4 Coleta e quantificação 51
6.4 Análise dos dados 52
7 RESULTADOS E DISCUSSÕES 54
7.1 Análise exploratória das concentrações de $MP_{2,5}$ no município de Vitória 54
8 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 63
9 REFERÊNCIAS 65
APÊNDICE- Dados das coletas de $MP_{2,5}$ na estação da Enseada do Suá 72

1 INTRODUÇÃO

Ao longo da história de formação do planeta Terra, a atmosfera caracterizava-se por ser uma mistura de substâncias sólidas, líquidas e gasosas produzidas por processos biogênicos, geogênicos e atmosféricos. Com o desenvolvimento humano, a composição da atmosfera passou a ser modificada. O enorme crescimento da população, somado à exploração excessiva de recursos naturais e aos avanços tecnológicos da sociedade têm impactado de forma negativa a qualidade do ar ambiente (GODISH, 2004).

Os casos mais emblemáticos das consequências nocivas da poluição do ar ocorreram a partir da metade do século XX em localidades como Vale do Meuse (Bélgica), Donora (Pensilvânia, EUA) e Londres (Inglaterra). Nestas regiões, a combinação de altas taxas de emissão de poluentes para a atmosfera e a formação de uma camada de inversão térmica, causou um impacto negativo à saúde da população, tendo como consequência aumentos significativos nos casos de morbidade e mortalidade. Destaca-se Londres, onde a elevação abrupta da concentração de poluentes do ar resultou na morte de mais de 3000 pessoas no período de 3 semanas (BELL e DAVIS, 2001). No Brasil, em 1952, na cidade de Bauru em São Paulo, uma indústria extrativa de óleos vegetais emitiu grande quantidade de pó de sementes de mamona, como consequência, ocorreram 9 mortes e 150 pessoas foram acometidas por doenças respiratórias agudas (DERISIO, 1992).

Devido a estes graves eventos de poluição do ar, a opinião pública manifestou grande preocupação em relação aos impactos gerados. Na Europa e nos Estados Unidos, pesquisas direcionadas para as consequências adversas da poluição do ar se desenvolveram a passos largos, principalmente as ligadas aos efeitos dos poluentes à saúde humana. Desta maneira, surgiram as primeiras legislações a nível nacional estabelecendo o controle da poluição atmosférica, nestes países (BOUBEL et al., 1994).

As legislações de poluição do ar existentes em diversos países do mundo apresentam as particularidades de cada nação onde elas foram criadas. No entanto, uma característica em comum evidente em legislações de países como Estados Unidos, Brasil e dos que fazem parte da União Europeia, é o estabelecimento de padrões de qualidade do ar para um número limitado de poluentes. Estes poluentes são determinados de acordo com os efeitos nocivos

causados à saúde pública e ao meio ambiente. Os principais poluentes do ar são: monóxido de carbono (CO), chumbo (Pb), material particulado (MP), dióxido de enxofre (SO_2), dióxido de nitrogênio (NO_2) e ozônio (O_3) (US EPA, 2011).

Dentre estes poluentes citados, destaca-se o material particulado devido a uma série de efeitos prejudiciais causados a saúde do ser humano e ao meio ambiente. O material particulado, ou aerossol atmosférico, pode ser definido como uma mistura de partículas líquidas e sólidas, suspensas na atmosfera (SEINFELD e PANDIS, 2006). Ele é dividido em duas principais categorias: as partículas inaláveis grossas ($MP_{10-2,5}$) e as partículas finas ou respiráveis ($MP_{2,5}$). As partículas inaláveis grossas são as que possuem o seu diâmetro aerodinâmico maior que 2,5 µm e menor que 10 µm. Enquanto que, as partículas finas, possuem diâmetro aerodinâmico igual ou menor a 2,5 µm (US EPA, 2011).

Ao ser lançado na atmosfera, o material particulado pode ser carregado por longas distâncias devido à ação do vento e, então, vir a depositar-se no solo ou na água causando uma série de transtornos como a acidificação de lagos e rios, a alteração do balanço de nutrientes nas águas costeiras e bacias hidrográficas, a danificação de ecossistemas sensíveis e de culturas agrícolas. Além disso, é a principal causa da redução de visibilidade nos grandes centros urbanos e pode danificar objetos culturalmente importantes, como estátuas e monumentos (US EPA, 2011).

Em áreas urbanas, o aumento de sua concentração tem sido relacionado a casos de morbidade e mortalidade humanas. O material particulado também exerce um importante papel no clima, influenciando-o diretamente devido à sua capacidade de refletir a radiação solar de volta para o espaço e, indiretamente, devido à sua capacidade de formar núcleos de condensação de nuvens (SEINFELD e PANDIS, 2006).

Objeto deste presente trabalho, as partículas finas ($MP_{2,5}$) não possuem qualquer padrão de qualidade do ar estabelecido em legislação brasileira (CETESB, 2009), enquanto que a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece como limite uma concentração anual média de 10 $\mu g/m^3$ e de 25 $\mu g/m^3$ para 24 horas de exposição ao $MP_{2,5}$ (WHO, 2006). O padrão de qualidade da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) estabelece em uma concentração limite de 35 $\mu g/m^3$, para a média de 24 horas, e em 15 $\mu g/m^3$ para média anual (US EPA, 2009).

O escopo deste estudo limita-se ao município de Vitória, localizado no estado do Espírito Santo. Este município, com uma população de 327.801 habitantes, faz parte da Região da Grande Vitória (RGV) (IBGE, 2010). O monitoramento da qualidade do ar da RGV é realizado por meio das estações da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar da Grande Vitória (RAMQAR), que permite a quantificação e o estudo do comportamento dos poluentes atmosféricos indicadores da qualidade do ar, anteriormente citados. A RAMQAR é composta por oito estações espalhadas em pontos da RGV, localizadas em Laranjeiras, Carapina, Jardim Camburi, Enseada do Suá, Vitória Centro, Vila Velha Ibes, Vila Velha Centro e Cariacica (IEMA, 2007).

Portanto, apesar dos efeitos danosos causados ao meio ambiente, à saúde humana e de sua influência climática, a quantificação das partículas finas não é realizada em Vitória. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é quantificar os níveis de $MP_{2,5}$ neste município, por meio do coletor de material particulado *MiniVol TAS* e posterior análise gravimétrica do material coletado na estação da Enseada do Suá da RAMQAR, comparando os resultados com os padrões de qualidade do ar das principais legislações internacionais.

Esta monografia está dividida em 8 capítulos. Após este material introdutório, o Capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica. O Capítulo 3 descreve a rede de monitoramento da qualidade do ar do IEMA. O Capítulo 4 resume os resultados do inventário de emissões da RGV. O Capítulo 5 apresenta a região de estudo. O Capítulo 6 detalha a metodologia utilizada para o desenvolvimento do trabalho. O Capítulo 7 apresenta os resultados e discussões. Finalmente, o Capítulo 8 expõe as conclusões e sugestões para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DESCRIÇÃO DO PROBLEMA

2.1.1 Material particulado

As partículas são aglomerados de várias moléculas. Algumas partículas servem como núcleos de condensação de nuvens. Outras podem reagir quimicamente com gases ou vapores presentes na atmosfera, dando origem a diferentes compostos. Ao se colidirem no ar, as partículas tendem a aderir umas as outras, devido às forças atrativas de superfície, formando partículas cada vez maiores por aglomeração. Quanto maior a partícula se torna, maior o seu peso e maior a sua probabilidade de sedimentar ao invés de permanecer em suspensão (BOUBEL *et al*., 1994).

O material particulado (MP) é definido como uma mistura de partículas nas fases líquida e sólida que quando dispersas na atmosfera formam os aerossóis. A classificação do MP é regida, principalmente, pelo diâmetro efetivo das partículas que o constituem. Esta forma de classificação pode ainda ser relacionada à origem do MP, ao modo como os processos atmosféricos o afetam, à composição química, aos processos de sua remoção da atmosfera, à capacidade de dispersão e de absorção de luz, e a como ocorre a deposição no trato respiratório humano (GODISH, 2004).

As partículas da atmosfera são geralmente referidas como tendo um diâmetro, ou seja, considera-se que elas sejam esféricas. No entanto, muitas partículas na atmosfera têm formatos bastante irregulares. Na prática, o tamanho de tais partículas de forma irregular é determinado em termos de algum tipo de diâmetro equivalente. Existem várias definições diferentes de diâmetros equivalentes, as mais utilizadas são as de diâmetro aerodinâmico e de diâmetro de Stokes. O diâmetro aerodinâmico é o diâmetro de uma esfera perfeita com densidade unitária (1 g/cm^3) a qual possui a mesma velocidade de sedimentação que a partícula atmosférica em estudo. Já o diâmetro de Stokes é definido como o diâmetro de uma esfera que tem as mesmas densidade e velocidade de sedimentação de uma partícula em suspensão no ar (FINLAYSON-PITTS e PITTS JR., 2000). Neste trabalho, sempre que for usado o termo diâmetro, este irá se referir ao diâmetro aerodinâmico.

De acordo com a US EPA (2011), o MP pode ser classificado em partículas inaláveis grossas ($MP_{10-2,5}$) ou partículas finas ou respiráveis ($MP_{2,5}$). As grossas são as que possuem o seu diâmetro aerodinâmico maior que 2,5 µm e menor que 10 µm, enquanto que as finas possuem diâmetro aerodinâmico igual ou menor a 2,5 µm. Segundo a *Canadian Environmental Protection Act* (CEPA, 1999), as partículas finas são normalmente oriundas de processos de combustão em veículos automotores, de indústrias e da queima de biomassa, enquanto que as partículas inaláveis grossas são geradas por processos mecânicos, como a erosão eólica, quebra das ondas do mar e operações que envolvem moagem de sólidos. O tamanho das partículas está diretamente ligado ao seu potencial de causar problemas de saúde ao ser humano. Por exemplo, estudos epidemiológicos ao redor do mundo associam concentrações ambientes de $MP_{2,5}$ como causa de hospitalizações respiratórias e cardiovasculares, alterações na função pulmonar e uso de medicamentos.

O tamanho das partículas é influenciado pelos fenômenos mostrados na Figura 1. A linha pontilhada representa a moda de partículas ultrafinas. A linha sólida representa a hipótese de Whitby e colaboradores. De acordo com a classificação apresentada neste esquema, as partículas podem ser divididas em quatro modas. São elas: moda de partículas ultrafinas, moda de Aitken, moda de acumulação e moda das partículas grossas (FINLAYSON-PITTS e PITTS JR., 2000).

O processo de nucleação consiste na aglomeração de moléculas gasosas que aumentam de dimensão até que atinjam o raio crítico, tornando-se estáveis e dando origem às partículas (YNOUE, 2004). A moda de partículas ultrafinas, também chamada de moda de nucleação, compreende as partículas com diâmetro inferior a 0,01 µm geradas por processos de conversão gás-partícula. Tem se tornado crescente a preocupação quanto aos efeitos adversos causados pelas partículas ultrafinas à saúde pública, devido a sua capacidade de depositar-se em áreas profundas do trato respiratório humano (GODISH, 2004).

As partículas com diâmetro entre 0,01 e 0,08 µm constituem a moda de Aitken. Elas são produzidas por conversão gás-partícula e por processos de combustão nos quais os vapores supersaturados são formados e condensam. Além disso, estas partículas possuem um baixo tempo de residência na atmosfera, pois elas coagulam entre si aumentando a velocidade com a qual sedimentam. Devido a esta característica seu número na atmosfera diminui rapidamente após serem produzidas (FINLAYSON PITTS e PITTS JR., 2000).

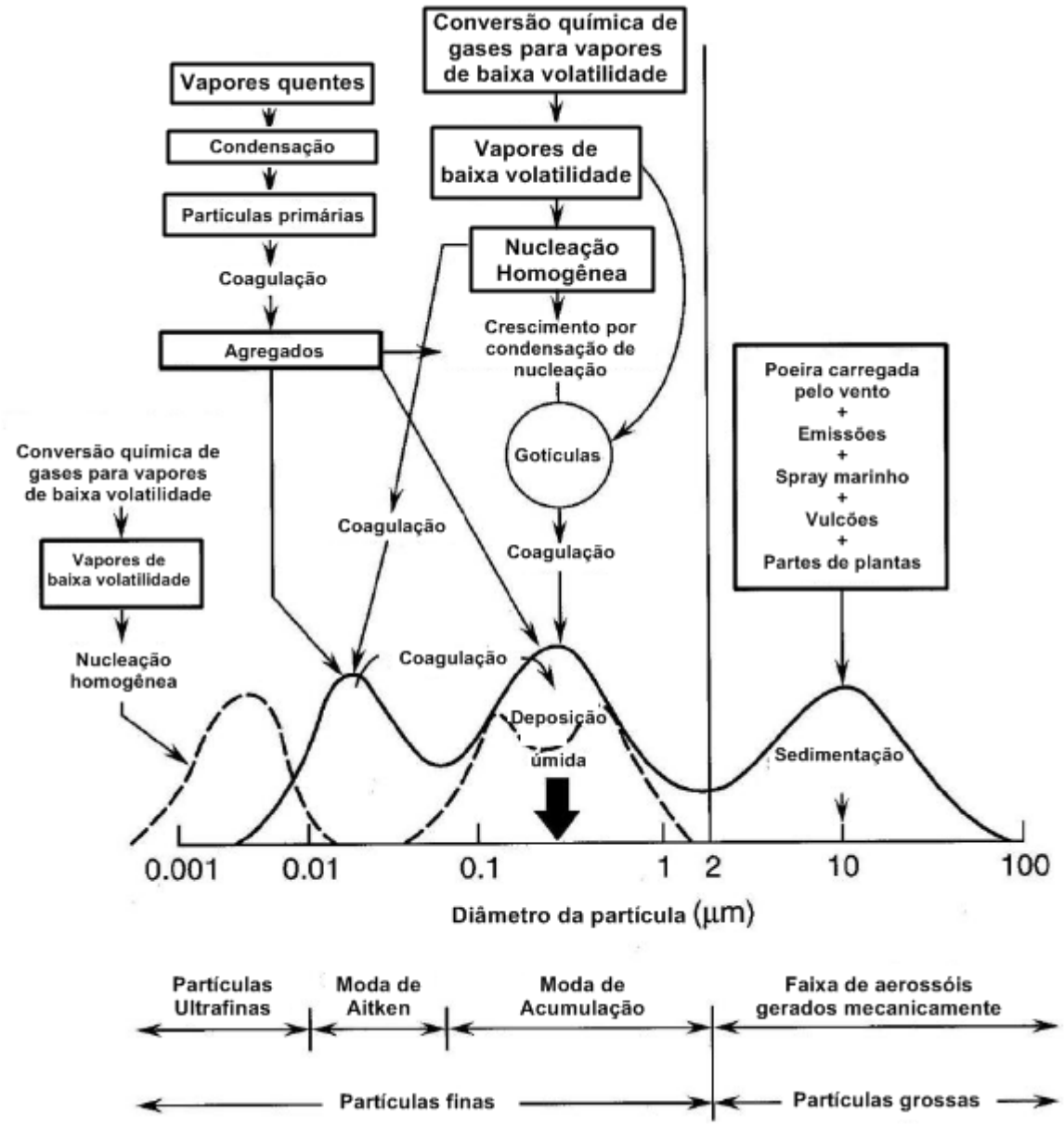

Figura 1. Esquema da distribuição granulométrica do aerossol troposférico.
Fonte: adaptado de FINLAYSON-PITTS e PITTS JR., 2000.

As modas ultrafina e de Aitken estão presentes em grande número na atmosfera, apesar de representarem apenas uma pequena parte da massa total das partículas suspensas no ar (SEINFELD e PANDIS, 2006). Como as partículas que constituem estas modas possuem um tamanho extremamente pequeno, elas são mais influenciadas pela difusão Browniana do que pela força gravitacional, caracterizando a aleatoriedade de seu movimento (FINLAYSON PITTS e PITTS JR., 2000).

A moda de acumulação (0,08 a 2 µm) forma-se a partir da coagulação de partículas do núcleo de Aitken e da condensação de vapores. Essas partículas podem ser carregadas por difusão

turbulenta e advecção até serem submetidas à deposição seca. Desta maneira, possuem um tempo de residência no ar superior ao das partículas grossas. Por se “acumularem” na atmosfera são as principais responsáveis pela degradação da visibilidade nos centros urbanos (FINLAYSON PITTS e PITTS JR., 2000).

A quarta moda, a de partículas grossas (maiores que 2,5 µm), é formada a partir de processos mecânicos de origem antropogênica ou natural. Estas partículas geralmente possuem um tempo de residência curto; por causa de seu tamanho são rapidamente removidas da atmosfera por sedimentação (SEINFELD e PANDIS, 2006).

Em geral, o material particulado em suspensão na atmosfera pode acumular-se até ser removido por dois mecanismos: por deposição de gases e partículas nas superfícies em ausência de precipitação (deposição seca) ou por processos relacionados à precipitação (deposição úmida) (GODISH, 2004). Devido à característica aleatória dos eventos de precipitação, a estimação quantitativa da deposição úmida de poluentes é de grande complexidade. Para realizar esta análise, devem ser considerados em conjunto os fatores meteorológicos, o tamanho das gotículas de água, a solubilidade do poluente na chuva e a variação destes parâmetros com a temperatura e pH (FINLAYSON-PITTS e PITTS JR., 2000).

Dependendo de seu processo de formação, o MP pode ser classificado em primário ou secundário. O MP primário é emitido diretamente para a atmosfera por meio de uma variedade de fontes naturais e antropogênicas. Quanto às fontes naturais, são exemplos: vulcões, queima de vegetação, aerossol marinho e fontes biológicas (pólen, bactérias, pedaços de plantas). Quanto às fontes antropogênicas, são exemplos: a frota veicular, a combustão em fontes estacionárias, uma grande variedade de processos industriais e a disposição de resíduos sólidos. O MP secundário é produzido na atmosfera como resultado de processos químicos envolvendo gases, aerossóis e água no estado líquido ou sólido. As partículas secundárias são constituídas, principalmente, por sulfatos, nitratos e oxi-hidrocarbonetos produzidos por oxidação de enxofre, nitrogênio e hidrocarbonetos não-metano voláteis (GODISH, 2004). A Quadro 1 resume as principais fontes naturais e antropogênicas de material particulado.

Quadro 1. Fontes naturais e antropogênicas de material particulado.

	Fontes naturais		Fontes antropogênicas	
	Primária	Secundária	Primária	Secundária
$MP_{2,5}$	Queimadas (carbono elementar e carbono orgânico).	Carbono orgânico a partir de compostos orgânicos voláteis (COV).	Combustão de combustíveis fósseis (carbono elementar e carbono orgânico).	Carbono orgânico a partir de fontes antropogênicas de COV (automóveis,processos industriais).
		Nitrato a partir de óxido de nitrogênio (NO_x) natural.	Combustão de madeira em residências (carbono elementar e carbono orgânico).	Sulfatos e nitratos a partir de fontes antropogênicas de óxido de enxofre (SO_x) e NO_x (automóveis, termelétricas, etc.).
MP_{10}	Poeira carregada pelo vento.		Poeira mineral de industrias de mineração e de extração.	
	Spray de sal marinho.		Poeira de rodovias e construções.	
	Pólen, esporos.			

Fonte: adaptado CEPA, 1999.

No que diz respeito à composição química, o MP de origem antropogênica contém principalmente sulfato, amônio, nitrato, sódio, cloreto, metais traço, material carbonáceo, elementos da crosta terrestre e água. Os compostos como sulfato, nitrato e amônio estão diretamente associados como o fenômeno da chuva ácida que geram muitos prejuízos econômicos e à saúde da população. O material carbonáceo, oriundo principalmente de processos de combustão exerce forte influência no clima e no bem-estar da população de uma região. Este composto pode ser dividido em dois componentes principais: o *black carbon* e o material orgânico (SEINFELD e PANDIS, 2006).

O *black carbon* é emitido predominantemente por processos de combustão e tem grande poder de absorção de radiação solar, influenciando no espalhamento e intensidade de radiação que chega à superfície terrestre. O outro composto que constitui o material carbonáceo, conhecido como material orgânico possui o potencial de causar sérios efeitos danosos à saúde do homem. Em sua composição estão presentes os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA's), que podem causar câncer e mutações aos seres vivos (SEINFELD e PANDIS, 2006). O Quadro 2 apresenta as características do material particulado de acordo com a sua distribuição granulométrica.

Além de influenciar a quantidade de radiação que atinge a superfície terrestre, as partículas suspensas no ar agem como núcleos de condensação de nuvens (NCN). O vapor d'água supersaturado presente na atmosfera necessita de uma superfície sobre a qual ele possa

condensar. Uma fração específica das partículas em suspensão no ar tem a capacidade de adsorver as gotículas de nuvem até estas atingirem um tamanho crítico da ordem de micrômetros e caírem em forma de chuva. Desta maneira, a emissão de grandes quantidades de partículas que atuam como NCN tem o potencial de alterar o ciclo hidrológico e, consequentemente, modificar a quantidade e distribuição da precipitação em uma região (ARTAXO *et al*., 2006).

Quadro 2. Resumo das características das partículas de acordo com a distribuição granulométrica.

	PARTÍCULAS MENORES QUE 0,1 µm	MODA DE ACUMULAÇÃO (0,1 e 2,5 µm)	MODA DAS PARTÍCULAS GROSSAS (2,5 e 10 µm)
ORIGEM	Combustão, processos sob temperaturas elevadas e reações atmosféricas.		Quebra de sólidos grandes / gotas.
FORMAÇÃO	Nucleação; Condensação; Coagulação.	Condensação; Coagulação.	Atrito mecânico; Evaporação de “sprays”; Suspensão de poeira.
COMPOSIÇÃO	Sulfatos; Carbono elementar; Compostos de metais; Compostos orgânicos com baixa pressão de vapor de saturação.	Íons de sulfato, nitrato, amônio e hidrogênio; Carbono elementar; Grande variedade de compostos orgânicos; Metais: compostos de Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe etc.; Partículas com água.	Solo suspendido ou poeira de rua; Cinzas de combustão incompleta de carvão, óleo e madeira; Nitratos/cloretos/sulfatos de reações de HNO_3/HCl/SO_2 com partículas grossas; Pólen, fungo, esporos de fungos; Fragmentos de plantas e animais; Desgaste de pneus, pavimentos de estradas.
FONTES	Combustão atmosférica; Transformação de SO_2 e alguns compostos orgânicos; Processos com temperaturas elevadas.	Combustão de carvão, óleo, gasolina, diesel e madeira; Processos sob temperaturas elevadas, fundições, siderúrgicas etc.	Ressuspensão de poeira; Combustão de óleo e carvão incontrolados; Aerossol marinho; Fontes biológicas.
TEMPO DE RESIDÊNCIA	Minutos a horas.	Dias a semanas.	Minutos a horas.
DISTÂNCIAS PERCORRIDAS – SUSPENSÃO NO AR	Menos que um a dezenas de km.	Centenas a milhares de km.	Menos que um até dezenas de km.

Fonte: Adaptado de Wilson e Suh (1997), apud CETESB, 2008.

2.1.2 Efeitos adversos causados pelo $MP_{2,5}$

Neste tópico serão discutidos os efeitos das partículas finas ($MP_{2,5}$) sobre a saúde humana, a vegetação, os materiais e a visibilidade.

2.1.2.1 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre a saúde humana

No cenário atual, a poluição atmosférica tem uma parcela de contribuição significativa tanto nas doenças do trato respiratório como nas mortes prematuras. Mais de 2 milhões de pessoas morrem anualmente devido aos efeitos dessa poluição, principalmente nos países desenvolvidos. Estudos recentes mostram que os efeitos adversos da poluição do ar, principalmente em relação ao material particulado, acontecem mesmo para baixas concentrações dos poluentes (WHO, 2006). A exposição aos poluentes em níveis considerados normais causa efeitos nocivos à saúde. Os principais sintomas agudos são irritação de olhos, nariz e garganta e crises asmáticas, esse último em pessoas mais sensíveis (GODISH, 2004).

Em relação ao material particulado, há evidências que relacionam efeitos nocivos à saúde para as concentrações encontradas atualmente tanto em países desenvolvidos quanto nos em desenvolvimento. Nos Estados Unidos, por exemplo, as chamadas concentrações de *background* para o material particulado estão entre 3 e 5 $\mu g/m^3$. Visto que mesmo essas concentrações provocam efeitos à saúde, e levando em conta que eles são sentidos de maneiras diferentes de acordo com as características da população como idade e saúde, torna-se quase impossível sugerir valores padrões que garantam nenhum efeito adverso (WHO, 2006).

Alvo de estudos epidemiológicos e experimentais, o material particulado é o poluente mais ligado aos efeitos à saúde, em comparação com outras substâncias poluidoras. Embora esses efeitos variem bastante e dependam de vários fatores, sabe-se que o particulado tem influência nos sistemas respiratório, circulatório e reprodutivo (FERNANDES *et al.*, 2010). Os principais mecanismos de deposição do material particulado no sistema respiratório são: fixação, impactação inercial e difusão. Na fixação, a gravidade é o responsável principal pela deposição das partículas. Na impactação inercial as mudanças repentinas de direção do fluxo

de ar fazem com que as partículas saiam da trajetória e encontrem algum obstáculo, sendo retidas. Já na difusão, o movimento Browniano confere às partículas menores que 1 µm trajetórias aleatórias fazendo com que elas se depositem em algum local do trato respiratório. Para partículas menores que 3 µm, os mecanismos de deposição mais atuantes são a difusão e a sedimentação, enquanto que a impactação inercial tem maior significância para as partículas maiores que 3 µm (MELANDRI *et al*., 1977 apud HOLGATE, 1999).

Devido ao fato de serem mais finas, as partículas do $MP_{2,5}$ possuem maior capacidade de entrada no organismo através das vias respiratórias e chegam mais longe do que as partículas de maior diâmetro, como o MP_{10}, causando danos mais significativos à saúde (FERNANDES *et al*., 2010).

As partículas maiores da fração do MP_{10}, ao entrarem no trato respiratório, se depositam na região extratorácica, enquanto as partículas um pouco menores ficam retidas ao longo da traqueia e brônquios. Essas são removidas pelos mecanismos próprios de defesa, como a tosse, os cílios e a fagocitose. Já as partículas finas e ultrafinas, chegam aos alvéolos e atingem a corrente sanguínea (CETESB, 2008). Estudos epidemiológicos recentes mostram que a mortalidade cardiovascular prematura tem forte associação com a exposição a partículas pequenas, principalmente as menores que 2,5 µm (GODISH, 2004). Por exemplo, estudos epidemiológicos em regiões do estado do Espírito Santo, como a Região da Grande Vitória (FMUSP, 2007) e o município de Anchieta (FMUSP, 2010), analisaram a relação entre as variações de concentração de material particulado em diversas frações e o número de internações hospitalares por doenças respiratórias e cardiovasculares. A Figura 2 mostra os locais de deposição preferenciais no trato respiratório de acordo com o diâmetro das partículas inaladas.

Em relação ao sistema respiratório, essas partículas podem levar ao estresse oxidativo, inflamações diversas das vias aéreas e redução da capacidade de defesa dos pulmões. Essa redução se dá em função das inflamações que levam a uma destruição dos mecanismos de defesa, causando lesões graves dos cílios e espessamento do muco. Essas inflamações produzem efeitos a curto, médio e longo prazo. No curto prazo, episódios de aumento na concentração de $MP_{2,5}$ levam a exacerbação de crises asmáticas, tosse, espirros e aumento das internações hospitalares devido a rinite, bronquite, sinusite, asma e pneumonia. Ainda, causa

aumento da mortalidade devido a doenças respiratórias, efeito comum à exposição crônica ao $MP_{2,5}$ (CETESB, 2008).

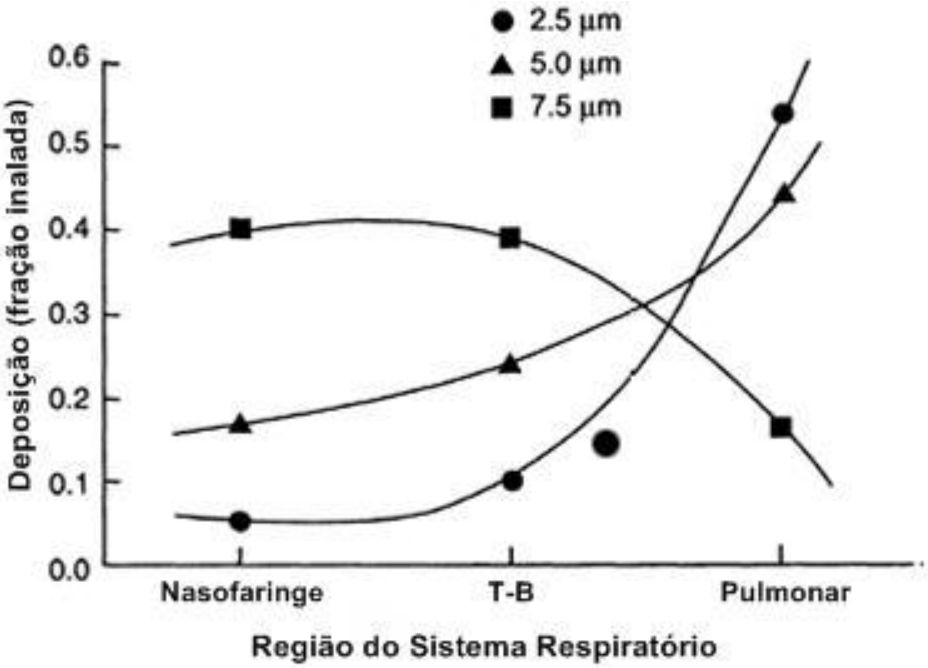

Figura 2. Deposição das partículas de vários tamanhos no sistema respiratório.
Fonte: adaptado FOORD *et al*. (1972) apud HOLGATE, 1999.

A Figura 2, T-B corresponde à região traqueobrônquica. Quanto menor a partícula, maior é a fração que penetra mais fundo no sistema respiratório, chegando aos pulmões (GODISH, 2004). A Figura 3 mostra as regiões do sistema respiratório, onde aparecem as regiões da nasofaringe, traqueobrônquica e pulmonar, com destaque para os alvéolos.

Um estudo realizado em cidades europeias, que analisou a presença de certa proteína em fluido extra pulmonar como indicativo de aumento da permeabilidade da barreira alvéolo-capilar, mostrou que para cada aumento de 10 $\mu g/m^3$ de $MP_{2,5}$ a concentração da proteína aumentou cerca de 20% (FERNANDES *et al*., 2010). Uma forte evidência da ligação entre a exposição à poluição atmosférica pelo particulado fino e o efeito pulmonar vem de um estudo iniciado em 1982 com 1,2 milhões de adultos. A mortalidade por câncer de pulmão mostrou-se bastante associada ao $MP_{2,5}$, tendo aumentado em 8% nos casos de morte por esse tipo de doença para cada incremento de 10 $\mu g/m^3$ do poluente na atmosfera (GODISH, 2004).

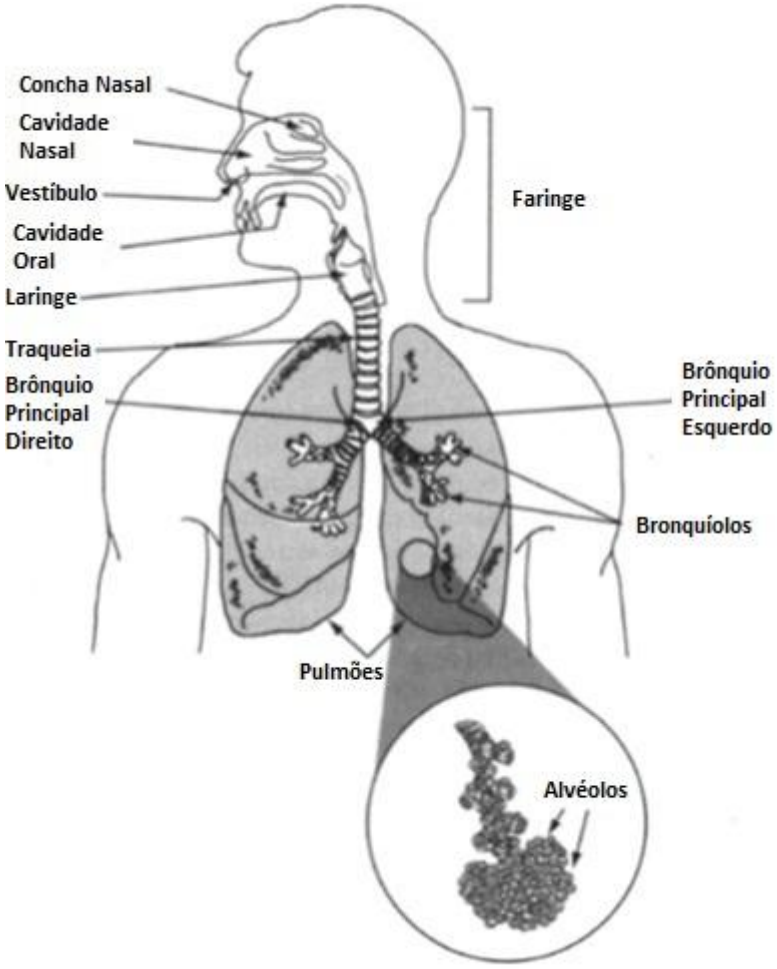

Figura 3. Anatomia geral do sistema respiratório humano.
Fonte: adaptado GODISH, 2004.

Em relação ao sistema circulatório, o material particulado (especialmente o $MP_{2,5}$) tem a capacidade de penetrar através dos pulmões nos vasos sanguíneos e causar danos agudos ao sistema como um todo, levando a alterações no ritmo cardíaco, isquemia miocárdica e, alterações na coagulação sanguínea. Efeitos crônicos também são descritos, como progressão de placas ateromatosas. Estudos na Holanda e Estados Unidos ligaram um aumento de 10 $\mu g/m^3$ nas concentrações de $MP_{2,5}$ com elevações dos riscos de mortalidade e na mortalidade propriamente dita. No primeiro país, tal aumento na concentração de *black carbon* (BC), que corresponde à fração de $MP_{2,5}$ proveniente da queima de combustíveis fósseis em veículos, elevou os riscos de mortalidade cardiopulmonar em 71%. Já nos EUA, um estudo bastante representativo em áreas urbanas associou o mesmo incremento na concentração de $MP_{2,5}$ na elevação da mortalidade por isquemia miocárdica, arritmias, falência e paradas cardíacas entre 8 e 18% (FERNANDES *et al*., 2010).

Com maiores dificuldades de associação, poluição por $MP_{2,5}$ e efeitos no sistema reprodutivo também são estudados. Os efeitos normalmente descritos tratam de prematuridade, baixo peso ao nascer e crescimento intra-uterino restrito (CIUR) que corresponde ao nascimento com peso inferior ao percentil 10 para a idade gestacional. Estudo realizado em Vancouver, no Canadá, cidade com baixos índices de poluição atmosférica, mostrou associação entre a exposição ao $MP_{2,5}$ e partos prematuros. Em relação ao crescimento fetal, o primeiro trimestre de gestação é o período considerado crítico para exposição ao material particulado (FERNANDES *et al*., 2010).

É importante destacar que, diferentemente dos sistemas respiratório e circulatório, as análises de influência do $MP_{2,5}$ no sistema reprodutivo são de difícil interpretação, visto que são vários os fatores que podem influenciar na gestação, como tabagismo, alcoolismo, condições climáticas. Tais interações diminuem o grau de segurança de uma pesquisa, porém ainda assim pode se tirar importantes informações dela (FERNANDES *et al*., 2010).

2.1.2.2 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre a visibilidade

A redução da visibilidade é causada pelo espalhamento e absorção de luz pelas partículas e gases na atmosfera. Há fortes evidências de que o material particulado em suspensão no ar seja o principal responsável pela redução de visibilidade nas zonas urbanas e periféricas. Partículas de dimensões maiores dispersam mais luz do que partículas menores de mesma composição e formato, no entanto, a luz espalhada por unidade de massa é maior para as partículas menores, especialmente as com diâmetro aerodinâmico entre 0,3 e 1,0 μm (US EPA, 2009).

Em diversas regiões dos EUA, estudos indicam que os aerossóis responsáveis pela degradação da visibilidade são os que apresentam em sua composição sulfatos, nitratos, *black carbon* e material orgânico, todos na fração fina ($MP_{2,5}$). Deve-se ressaltar que, a umidade relativa é um importante parâmetro na análise da redução de visibilidade. Por exemplo, o aumento das concentrações de compostos de nitrato e sulfato e o acréscimo de umidade relativa do ar potencializam a capacidade de dispersão da luz dos poluentes (US EPA, 2009).

2.1.2.3 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre o ecossistema

O material particulado apresenta uma série de efeitos sobre o ecossistema. Podendo afetar os processos metabólicos das plantas; contribuir para a carga total de metais, resultando na alteração da microbiologia e biogeoquímica do solo, do crescimento e reprodução dos animais; e contribuir para a carga total orgânica, resultando na bioacumulação ao longo dos níveis tróficos (US EPA, 2009).

Uma importante característica das partículas finas é sua capacidade de afetar o fluxo de radiação solar que atravessa a atmosfera, devido ao aumento da turbidez desta. Assim, as partículas finas atenuam e alteram a distribuição da quantidade de radiação que chega até as copas das árvores na superfície (US EPA, 2009).

As culturas agrícolas podem ser sensíveis à alteração da quantidade de radiação recebida, e perdas na colheita têm sido atribuídas à neblina, em algumas regiões do mundo. Por outro lado, o material particulado pode causar uma distribuição uniforme da radiação, aumentando a taxa de fotossíntese das plantas e, consequentemente, o crescimento da vegetação (US EPA, 2009).

2.1.2.4 Os efeitos do $MP_{2,5}$ sobre os materiais

As partículas finas em suspensão na atmosfera sofrem deposição seca ou úmida. Ao se sedimentarem, as partículas acabam por se depositarem sobre as superfícies livres. Dependendo de sua origem e das reações às quais tenha sido submetido na atmosfera, o $MP_{2,5}$ pode apresentar compostos com propriedades corrosivas ou de difícil remoção.

Assim, devido à variedade de substâncias que compõe o $MP_{2,5}$, as edificações e monumentos podem sofrer vários efeitos danosos como descoloração, erosão, corrosão, enfraquecimento e decomposição de materiais de construção (ALMEIDA, 1999).

2.1.3 Legislação internacional sobre o $MP_{2,5}$

A legislação brasileira é deficiente de resolução que estabeleça um valor limite de concentração para o $MP_{2,5}$. A Lei n° 6.938/81 estabeleceu como competência do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) fixar padrões relativos ao controle e à conservação do meio ambiente objetivando o uso sustentável dos recursos naturais. No entanto, em relação ao material particulado, o CONAMA fixou padrões apenas para os poluentes partículas totais em suspensão e partículas inaláveis com diâmetro menor que 10 µm. Assim, para preencher a necessidade de um padrão de qualidade do ar para $MP_{2,5}$ como ponto de referência para este trabalho, buscaram-se legislações internacionais com padrões para o respectivo poluente.

Com o objetivo de estabelecer limites de concentração de poluente na atmosfera, foram adotados por diversos países padrões de qualidade do ar para cada tipo de poluente. Segundo a EPA (2011), são padrões primários de qualidade do ar os limites estabelecidos com o propósito de proteger a saúde pública, incluindo a parcela mais sensível da população como os asmáticos, crianças e idosos. Os padrões secundários da qualidade do ar estabelecem limites visando a proteção do bem-estar da população, garantindo a redução da degradação da visibilidade, dos danos aos animais, vegetação e edifícios.

Lee (2010), em um estudo realizado no ano de 2010, descreveu as principais regulamentações existentes nas diversas regiões do planeta referentes a limites de concentração de partículas finas na atmosfera.

A EPA, Agência de Proteção Ambiental dos EUA, revisou em 2006 os padrões de qualidade do ar para material particulado. Desta maneira, estabeleceu uma regulação para este poluente em que fixou a concentração de 35,0 $\mu g/m^3$ para média de 24 horas de amostragem e de 15,0 $\mu g/m^3$ para a média anual. Deve-se ressaltar que o padrão do $MP_{2,5}$ foi introduzido no país pela primeira vez em 1997 (LEE, 2010).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) utiliza valores-guias como metas a serem alcançadas de forma gradual. Para garantir o bem-estar e a saúde da população, a OMS recomenda uma concentração de 25 $\mu g/m^3$ para exposição média de 24 horas e de 10 $\mu g/m^3$ para média anual (LEE, 2010).

Os países membros da União Europeia (UE) são obrigados a cumprirem diretrizes fixadas em comum acordo entre os países. Como concentração limite a serem obedecidas para $MP_{2,5}$, a UE fixou o valor de 25 µg/m^3 que não pode ser excedido mais do que sete vezes durante um ano para médias de 24 horas (LEE, 2010).

No Canadá, o $MP_{2,5}$ foi regulamentado por legislação federal em 2000, e a última revisão dos padrões de qualidade do ar foi realizada em 2003. Foi estabelecida a concentração limite de 30 µg/m^3 para uma média de 24 horas de amostragem para o $MP_{2,5}$ (LEE, 2010).

Mesmo não sendo abordado por Lee (2010), cabe aqui ressaltar, a Austrália também adota em sua legislação de controle da poluição do ar um limite de concentração de $MP_{2,5}$. O país segue o valor estabelecido pela OMS e pela UE de 25 µg/m^3 para médias de 24 horas. No entanto, a legislação australiana não permite a ultrapassagem deste limite em nenhum dia do ano, ao contrário da União Europeia que permite até sete ultrapassagens deste valor (*Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities*, 2011).

2.2 Estado da arte

Vários estudos vêm sendo realizados sobre a quantificação do $MP_{2,5}$, principalmente nos grandes centros urbanos. Estes estudos visam principalmente relacionar as altas concentrações de $MP_{2,5}$ com os efeitos adversos à população da região em estudo, tomando-se como referência os padrões da qualidade do ar da US EPA e da OMS ou dos próprios países, quando existentes esses limites. Além disso, outros estudos foram feitos em países que não possuem padrão de qualidade para o $MP_{2,5}$. Alguns deles, como é o caso do Brasil, possuem padrões apenas para o MP_{10}.

Ruuskanen *et al*. (2001) com o objetivo de avaliar os níveis de concentração de $MP_{2,5}$ e a correlação destes com o número de partículas nas frações total, acumulação e ultrafina presentes no ar ambiente, realizaram o monitoramento da qualidade do ar nas cidades de Alkmaar nos Países Baixos, Erfurt na Alemanha e Helsinki na Finlândia, no período entre novembro de 1996 e março de 1997. Foram utilizados vários amostradores neste estudo, como espectrômetros óticos e analisadores para a caracterização da distribuição granulométrica das partículas nas faixas total, acumulação e ultrafina. O impactador Havard

foi utilizado para as amostragens da massa de $MP_{2,5}$ em filtros de Teflon. A metodologia de amostragem adotada consistia no condicionamento e pesagem dos filtros em condições padronizadas de temperatura (20 ± 1°C) e de umidade relativa (40 ± 5%). As incertezas foram calculadas com a utilização de testes de branco, resultando em ± 2,6 µg/m^3 para Alkmaar, ± 0,5 µg/m^3 para Erfurt e ± 0,6 µg/m^3 para Helsinki. Os resultados das médias de 24 horas de $MP_{2,5}$ mostraram uma alta concentração em Erfurt (41,9 µg/m^3) e baixa concentração em Helsinki (9,42 µg/m^3). A correlação entre a concentração de $MP_{2,5}$ e o número de partículas ultrafinas não foi satisfatória. Mas, foi encontrada uma correlação satisfatória entre o $MP_{2,5}$ e o número de partículas da moda de acumulação. A análise *box plot* foi utilizada para representar as variações diurnas da concentração de partículas totais e ultrafinas. Os períodos de pico de tráfego de veículos foram os de maior concentração de partículas.

Vinitketkumnuen *et al*. (2002) monitoraram os níveis diários de material particulado, nas frações grossa (MP_{10}) e fina ($MP_{2,5}$) do ar ambiente de Chiang Mai, cidade localizada em um vale na região norte da Tailândia. As amostras de 24 horas foram coletadas em filtros de Teflon por meio de amostradores de ar *Airmetrics MiniVol*, durante os meses de Março de 1998 a Outubro de 1999. A partir dos dados obtidos realizou-se o cálculo das médias mensais de 24 horas. Estas médias para $MP_{2,5}$ variaram de 15,39 a 138,31 µg/m^3, enquanto que, a média anual foi igual a 58,48 µg/m^3. O pior cenário encontrado foi para os meses de inverno (dezembro a março), em que todas as médias mensais de 24 horas para partículas finas foram superiores ao limite de 65 µg/m^3 (padrão que vigorava em 2002) estabelecido pela US EPA, com a maior média 138,31 µg/m^3 sendo registrada no mês de Março. As concentrações nos meses de verão (junho a setembro) mantiveram-se bem abaixo do limite da US EPA, sendo a maior média mensal de 24 horas igual a 31,44 µg/m^3. Nota-se que a população de Chiang Mai, nos meses de inverno, é exposta aos efeitos prejudiciais a saúde causados pela alta concentração de $MP_{2,5}$.

Ye *et al*. (2003) avaliaram concentração e composição química do $MP_{2,5}$ na cidade de Xangai na China pelo período de março de 1999 até março de 2000. O país não possuía padrões para $MP_{2,5}$, limitando apenas o MP_{10}. As amostragens foram feitas em dois locais distantes 4 Km entre si e a cerca de 50 m das estradas principais. O aparelho utilizado foi um amostrador de baixo fluxo da *Dynamics* com três entradas, e para a determinação das concentrações foram utilizados filtros de Teflon. Em um dos locais, a concentração média encontrada no período de março de 1999 a março de 2000 foi de 63,4 µg/m^3, enquanto no outro local, a concentração

no período de maio de 1999 a março de 2000 foi de 67,6 µg/m^3. Ambos os valores foram bem superiores aos padrões anuais dos EUA de 15 µg/m^3 e aproximadamente iguais aos padrões de 24h. Os maiores valores encontrados foram para o período final do outono e início do inverno. O estudo concluiu forte ligação da utilização do carvão para a contribuição do $MP_{2,5}$ em Xangai.

Zheng *et al*. (2005) realizaram coletas de amostras do ar ambiente de Pequim, capital da China, com o objetivo de quantificar, caracterizar e identificar as fontes de compostos orgânicos em partículas finas ($MP_{2,5}$). Esta cidade, na época do estudo, apresentava problemas muito sérios de poluição do ar, incluindo concentrações extremamente altas de partículas suspensas na atmosfera. Ao contrário dos EUA, a China não havia regulamentado o $MP_{2,5}$. As amostras de $MP_{2,5}$foram coletadas em áreas rurais e urbanas nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2000 de forma simultânea em 5 locais de Pequim por meio de amostradores de MP. Estes funcionam da seguinte forma, o fluxo de ar, de 5 L/min, que entra nos amostradores atravessa o conjunto ciclones/impactadores que retém as partículas com diâmetro maior que 2,5 µm e, então, a amostra é coletada em filtros de Teflon de 47 mm. Os amostradores foram instalados em 5 prédios situados em várias localidades diferentes. Os localizados em edifícios de áreas urbanas caracterizavam-se pela proximidade a vias de tráfego intenso de veículos, áreas indústrias e residenciais. Já os da zona rural eram próximos a vias de pouco tráfego e a áreas residenciais, mas também recebiam influências de atividades industriais. A média anual de concentração de $MP_{2,5}$ medida, em Pequim, neste estudo foi igual a 101 µg/m^3, ou seja, muito superior ao limite estabelecido pela US EPA de 15 µg/m^3.

Almeida Filho (2006) analisou dados de uma campanha de amostragem de material particulado realizada no período de julho de 1992 a dezembro de 1995 na cidade de Cuiabá. Foram quantificadas as concentrações médias elementares do material particulado inalável e nas estações seca e úmida. Em seguida analisou-se a variabilidade das séries temporais de concentração de massa de material particulado inalável e *black carbon* e, por meio da aplicação de modelos receptores, foram apresentados os resultados de identificação e quantificação de fontes de poluentes atmosféricos na região da cidade Cuiabá. Para a realização da quantificação de $MP_{10-2,5}$ e $MP_{2,5}$, foi utilizado o Amostrador de Particulado Fino e Grosso (AFG), no qual o material particulado é coletado por impactação em filtros dispostos em série, em dois intervalos de tamanho pelos quais são separadas as frações fina e grossa do aerossol. Antes e após cada pesagem, os filtros (policarbonato) ficaram expostos a

fontes radioativas durante 24 horas para neutralizar as cargas elétricas agregadas a sua superfície, que podem alterar os resultados da pesagem. Os filtros eram montados no suporte do AFG e embalados em papel alumínio para serem transportados e amostrados no campo. Estes procedimentos foram realizados em um laboratório que possuía ambiente controlado adequado com temperatura de 20 °C e umidade relativa de 50%. Para eliminar eventuais ganhos de massa devido à absorção de água ou contaminação no transporte e manuseio dos filtros foram feitos testes de branco. Os valores das médias de 24 horas encontrados para as concentrações de $MP_{2,5}$, foram de 16,67 µg/m^3 e 3,82 µg/m^3 para as estações seca e úmida, respectivamente.

Wang *et al*. (2006) analisaram a composição química e as fontes de MP_{10} e $MP_{2,5}$ na cidade chinesa de Guangzhou durante o verão. Nesta cidade, os poluentes atmosféricos frequentemente excedem os padrões de qualidade do ar chineses. Foram coletadas 32 amostras de 24 horas consecutivas em 4 regiões da cidade, através de um par de aparelhos *MiniVol* da *Airmetrics* com impactadores de $MP_{2,5}$ e MP_{10}. As amostras foram condicionadas antes e após as pesagens dos filtros coletores de particulados, feitos de quartzo. A concentração média encontrada para os quatro locais foi de 97,54 e 144,40 µg/m^3 para $MP_{2,5}$ e MP_{10} , respectivamente. Esses valores encontrados foram significativamente maiores que para cidades próximas a Guangzhou e, para o $MP_{2,5}$, superaram bastante o padrão de 65 µg/m^3 da US EPA, vigente na época do estudo para média de 24 horas. Os coeficientes de correlação encontrados mostraram que as concentrações são influenciadas por fontes similares na região. A relação média entre $MP_{2,5}$ e MP_{10} em Guangzhou foi de 0,68, valor comparável ao de outras cidades urbanas fora da China, tais como Los Angeles (0,74) e Long Beach (0,66) nos EUA e Montreal (0,52), Toronto (0,60) e Vancouver (0,60) no Canadá.

So *et al*. (2007) com o objetivo de compreender a evolução a longo prazo das concentrações de $MP_{2,5}$ em Hong Kong, realizaram uma campanha de monitoramento em duas épocas distintas, de novembro de 2000 a outubro de 2001 e de novembro de 2004 a outubro de 2005. Foram escolhidos três locais de amostragem: Hok Tsui (HT) na área rural, Tsuen Wan (TW) na área urbana e Mong Kok (MK) localizada próxima a uma rodovia. A coleta de partículas finas foi feita com o auxílio de amostradores *Partisol*, de maneira que cada local tivesse dois operando, um com filtro de Teflon e outro com filtro de quartzo. Foram realizados testes de branco de campo e laboratório para verificar a qualidade do procedimento de amostragem adotado. Os resultados da comparação das concentrações de $MP_{2,5}$, entre os dois períodos de

coleta, demonstraram que na área rural houve um aumento de 23,7 para 28,4 µg/m^3 e no centro urbano de 33,9 para 39,0 µg/m^3. Destaca-se a diminuição da concentração em MK, local próximo a uma rodovia, de 58,0 para 53,0 µg/m^3. Isto se deve as metas, fixadas por políticas públicas de Hong Kong, de controle da poluição veicular, que limitou a emissão de material carbonáceo pela frota. Desta maneira, foi comprovada a eficácia da política de controle. Em todos os três locais, nos dois períodos de amostragem, o padrão anual de 15 µg/m^3 da US EPA foi ultrapassado. A variação sazonal do $MP_{2,5}$ para as três regiões foi similar e apresentou concentrações altas no inverno e outono, e níveis baixos no verão.

Godoy *et al*. (2009) estudaram as contribuições das fontes de aerossol no Rio de Janeiro de setembro de 2003 a dezembro de 2005, com amostragens em dez locais da região metropolitana. As amostragens foram efetuadas por filtros empilhados para coleta de partículas de aerossóis grossas e finas no período de 24 horas, em bases semanais. Por meio de análises gravimétricas e medidas de refletância forneceram a massa do aerossol e as concentrações de *black carbon* (BC). As amostras foram condicionadas a 24 °C e 55 % de umidade antes das pesagens. A região de Jacarepaguá apresentou a maior média para concentração de $MP_{2,5}$, alcançando 11,4 µg/m^3. As altas porcentagens da fração do BC (18 a 31 %) indicaram significativa contribuição do tráfego no aerossol fino. Em relação à composição, na fração grossa predominaram elementos do spray marinho (Na e Mg) e poeira do solo (Al e Fe) enquanto que na fração fina do particulado se destacaram elementos voláteis (As, Cd, Sb e Pb). No geral, os dez locais de amostragem da Região Metropolitana do Rio de Janeiro não apresentaram níveis altos de poluição por material particulado. A participação da fração de $MP_{2,5-10}$ ficou entre 60 e 70 % da concentração do MP_{10} total. Na fração grossa do particulado ($MP_{2,5-10}$), a poeira do solo foi responsável por cerca de 50 % da concentração enquanto que para a fração fina ($MP_{2,5}$) as fontes veiculares e de combustão de petróleo representaram perto de 65 % do total.

Stevenson *et al*. (2009), em um estudo financiado pelo governo da Escócia, fizeram medições gravimétricas de MP_{10} e $MP_{2,5}$ em cinco diferentes locais do país, utilizando técnica de amostragem equivalente ao método de referência da União Europeia. O objetivo do estudo foi de melhor caracterizar o particulado e comparar suas concentrações rurais e urbanas com os padrões escoceses. O aparelho utilizado nas medições foi o *Partisol 2025* com filtros de quartzo, um amostrador gravimétrico com capacidade para 16 filtros sequenciais que coletam automaticamente o particulado para posterior pesagem. Foram colhidos dados de um ano de

medições para cada um dos cinco locais e para cada poluente, utilizando-se de filtros de quartzo. Para o $MP_{2,5}$, o limite escocês de 12 µg/m^3 para média anual foi atingido em apenas um dos cinco locais amostrados, no ano de 2007, em um local próximo à rodovias. O mesmo local também excedeu os padrões escoceses para oMP_{10} de 18 µg/m^3, e o limite de sete ultrapassagens do padrão diário de 50 µg/m^3. A relação média entre $MP_{2,5}$ e MP_{10} obtida para os cinco locais foi de 0,66, similar a valores encontrados em outras cidades da Europa.

Oyama (2010) avaliou a contribuição dos veículos na composição do $MP_{2,5}$ em São Paulo no período de um ano, entre junho de 2007 e agosto de 2008. O estudo utilizou os modelos receptores Análise de Fatores (AF) e *Positive Matrix Factorization* (PMF), e o material particulado fino foi coletado diariamente na Avenida Dr. Arnaldo na Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, de intenso tráfego. O amostrador utilizado foi um coletor de ar de baixo volume construído na Universidade de Harvard, EUA, e filtros coletores de policarbonato. As maiores concentrações encontradas foram para meses de baixas taxas de precipitação (agosto e setembro de 2007 e maio e julho de 2008), e a concentração máxima atingiu 75 µg/m^3. Já nos meses do verão foram registradas as menores concentrações, dificilmente ultrapassando 30 µg/m^3, mostrando a influência da retenção úmida da precipitação. Uma das conclusões do estudo foi a maior participação das emissões veiculares em relação às outras fontes de particulado fino como o solo e queima de biomassa.

Brum (2010) estudou dados diários de concentração de $MP_{2,5}$ em duas capitais brasileiras. As amostragens foram realizadas no período entre 15 de maio de 2007 e 06 de agosto de 2008, em Belo Horizonte, e entre 02 de junho de 2007 a 04 de setembro de 2008, em Porto Alegre. O material particulado foi amostrado em membranas de policarbonato utilizando-se o impactador tipo Harvard nas duas regiões. As membranas foram condicionadas em sala apropriada com temperatura aproximada de 22°C e umidade relativa de 45%. As concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$ de Porto Alegre e Belo Horizonte foram iguais 14,6 e 14,9 µg/m^3, respectivamente, ou seja, bem próximo ao limite estabelecido pela US EPA de 15 µg/m^3. Em relação à análise da concentração diária de $MP_{2,5}$, foi concluído que as maiores concentrações ocorreram no período de inverno, tanto em Belo Horizonte quanto em Porto Alegre. Além disso, foi constatado um comportamento sazonal bem definido tanto em Porto Alegre como em Belo Horizonte, onde a concentração média de $MP_{2,5}$ apresentou-se mais elevada nos meses de inverno (junho, julho e agosto) em relação aos meses de verão (dezembro, janeiro e fevereiro).

Sarnat *et al*. (2010) quantificaram o $MP_{2,5}$ em uma região com conflitos geopolíticos e deficiente de legislação de controle da poluição do ar, o Oriente Médio. Desta maneira, as amostras de $MP_{2,5}$ foram coletadas, simultaneamente, a cada seis dias em onze pontos distribuídos entre Israel, Jordânia e Palestina, nos meses de Janeiro a Dezembro de 2007. Por meio destas coletas, foram calculadas as médias anuais de $MP_{2,5}$ com o objetivo de se comparar os valores obtidos nos locais com os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela US EPA e OMS. O instrumento de coleta utilizado foi o amostrador de quatro canais múltiplos (URG-3000ABC) com ciclones embutidos e filtros de Teflon e quartzo. Para conservar as amostras foram seguidas as determinações estabelecidas pela US EPA. As médias anuais de $MP_{2,5}$ medidas variaram de acordo com o local, no entanto, as concentrações em todos os locais ultrapassaram os limites estabelecidos pelos padrões de qualidade do ar da US EPA e OMS. Destacam-se as cidades de Tel Aviv e Amman como os locais que apresentaram as maiores concentrações de $MP_{2,5}$ dentre todos analisados, e os valores eram cerca de 2 a 3 vezes superiores aos limites estabelecidos pela EPA e OMS.

Carmo *et al*. (2010) desenvolveram um estudo com a finalidade de analisar os efeitos da exposição ao material particulado fino ($MP_{2.5}$), oriundo das queimadas, sobre os atendimentos ambulatoriais por queixas respiratórias em crianças e em idosos na região sul da Amazônia. O estudo epidemiológico foi conduzido por meio de séries temporais, com registros diários de atendimento ambulatorial por doenças respiratórias de crianças menores de 5 anos de idade e de idosos maiores de 64 anos nas 14 unidades de saúde do município de Alta Floresta, no período de 1° de janeiro de 2004 a 31 de dezembro de 2005. Também foram utilizadas medidas de concentrações diárias de material particulado fino e variáveis meteorológicas. Verificou-se que, no período de prática de queimadas, a concentração média diária de $MP_{2.5}$ ultrapassou os níveis de exposição de 25 $\mu g/m^3$, considerados aceitáveis pela Organização Mundial da Saúde (OMS). O $MP_{2.5}$ esteve significativamente associado com maior número de atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias de crianças. Nenhuma associação foi evidenciada para o atendimento ambulatorial de idosos. Este estudo evidenciou que a exposição ao material particulado fino oriundo da fumaça das queimadas está associada ao aumento da demanda por atendimento ambulatorial por doenças respiratórias em crianças residentes no município de Alta Floresta, região do arco do desmatamento na Amazônia brasileira.

Weinstein *et al*. (2010) conduziram uma amostragem da qualidade do ar da cidade de Conakry, na Guiné, África Ocidental no período de janeiro e fevereiro do ano de 2004. O estudo teve como objetivos a avaliação dos níveis de *background* do material particulado de origem natural e antropogênica e a investigação da contribuição das fontes locais e regionais para a concentração deste poluente. O período escolhido para o estudo coincidiu com a estação seca, quando a poluição do ar na região é intensa. A estação seca é caracterizada pela existência do fenômeno natural do Harmattan que consiste em ventos frios e secos carregados de poeira que sopram do Deserto do Saara de Novembro a Março de cada ano. Por meio da utilização de dois *MiniVol* foram coletadas amostras em três locais: *Nongo American* (ponto de *background*), *Sangoyah* (recebe influência de fontes residenciais) e o Palácio Presidencial da Guiné (recebe influência de operações portuárias). O MP_{10} e $MP_{2,5}$ foram coletados em filtros de Teflon e para a caracterização foram utilizados filtros de quartzo e Teflon. As amostragens com o *MiniVol* seguiram os seguintes procedimentos: checagem contra vazamentos e fluxo zero, ajuste do rotâmetro em 5 L/min e anotação da taxa de fluxo antes e depois de cada amostragem, além disso, filtros de campo foram utilizados para avaliar a contaminação das amostras. Com a ajuda de uma câmara, as amostras de filtro de Teflon foram mantidas em temperatura e umidade controladas antes e após as pesagens. As concentrações médias de 24 horas de $MP_{2,5}$ variaram de 38 a 177 $\mu g/m^3$ e as de MP_{10} ficaram entre 80 e 358 $\mu g/m^3$. Os picos de concentração coincidiram com o período de maior intensidade do vento Harmattan. Desta maneira, constatou-se que em Conakry a população está submetida a picos de concentrações muito elevadas de material particulado, chegando a se registrar valores 5 vezes superiores ao limite estabelecido pela EPA. No que diz respeito à origem do material coletado, o cálculo de balanço de massa demonstrou que o ponto de *background* coletou material particulado proveniente da combinação da queima de biomassa e da poeira do vento Harmattan, com uma pequena contribuição de fontes que utilizam combustíveis fósseis.

Karnae e John (2011) estudaram entre julho de 2003 e dezembro de 2008 a poluição por material particulado fino ($MP_{2,5}$) na região de Corpus Christi, uma área urbana no sul do Texas (EUA), utilizando como uma das ferramentas a Matriz de Fatoração Positiva (MFP) para estimar os tipos de fontes e suas contribuições em massa no particulado. Foram utilizados filtros de Teflon e quartzo previamente pesados e coletados uma vez a cada seis dias em amostragens de 24 horas em média, num total de 296 dias amostrados. As amostras foram condicionadas em placas de Petri esterilizadas e duplamente ensacadas, estocadas a

4°C e enviadas para análises gravimétrica e química no RTI (*Research Triangle Institute*) na Carolina do Norte. As concentrações médias de 2003 a 2008 encontradas foram 7,71 μg/m^3, 8,26 μg/m^3, 9,88 μg/m^3, 10,72 μg/m^3, 10,91 μg/m^3 e 8,85 μg/m^3, respectivamente. As fontes identificadas pelo MFP incluíram o sal marinho fresco, nitratos secundários, poeira terrestre, sal marinho envelhecido, queima de biomassa, emissões do tráfego, sulfatos secundários e uma fonte mista de emissões de petróleo e diesel. Dentre essas fontes, a que maior contribuição teve nas concentrações de $MP_{2,5}$ foi a de sulfatos secundários (30,4%). As oito fontes repartidas pela MFP responderam por 90% do $MP_{2,5}$ medido entre 2003 e 2008.

3 REDE AUTOMÁTICA DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR DA GRANDE VITÓRIA

A Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar da Grande Vitória (RAMQAR) é um instrumento de suma importância para a implementação de uma política de controle da poluição atmosférica. O monitoramento permite a análise do comportamento das concentrações dos poluentes na atmosfera e a definição de métodos mais eficientes para o controle das emissões (CETESB, 2008).

A RAMQAR realiza o monitoramento em oito estações distribuídas pela RGV. Os poluentes monitorados são os mesmos estabelecidos pela resolução CONAMA n° 03/1990. A Figura 4 mostra a localização das estações da rede automática de monitoramento.

Figura 4. Localização das estações que fazem parte da RAMQAR.
Fonte: adaptado IEMA, 2007.

Segundo o IEMA, as estações que compõem a RAMQAR são:

- RAMQAR 01 - LARANJEIRAS, no município de Serra: Esta estação capta influências diretas das indústrias da Ponta de Tubarão e do Centro Industrial da Grande Vitória (CIVIT), representando ampla cobertura espacial de áreas urbanas do município da Serra.

- RAMQAR 02 - CARAPINA, no município de Serra: Dependendo das condições de vento, esta estação capta influências das indústrias da Ponta de Tubarão. Registra influência relativa de veículos e outras fontes de Serra e Vitória. No que diz respeito ao monitoramento meteorológico, esta é a estação mais completa.

- RAMQAR 03 – JARDIM CAMBURI, no município de Vitória: Cobre áreas diretamente influenciadas pelas emissões de indústrias da Ponta de Tubarão, Serra e Vitória. Sofre, também, influência de fontes móveis circulando em áreas no seu entorno;

- RAMQAR 04 – ENSEADA DO SUÁ, no município de Vitória: Esta é a principal estação da RAMQAR, pois se localiza em um ponto estratégico da Grande Vitória e proporciona grande área de cobertura espacial. Além disso, ela é diretamente influenciada pelas emissões de origem industrial do Porto de Tubarão e pelas fontes móveis que convergem para aquela área de passagem natural da região;

- RAMQAR 05 – VITÓRIA CENTRO, no município de Vitória: Esta estação proporciona cobertura espacial de áreas diretamente influenciadas pelas emissões de veículos, recebendo ainda contribuições de atividades portuárias e fontes industriais dos municípios de Vila Velha e Cariacica;

- RAMQAR 06 - IBES, no município de Vila Velha: Cobre áreas diretamente influenciadas pelas emissões de veículos, indústrias da Ponta de Tubarão, Vitória, Vila Velha e Cariacica**;**

- RAMQAR 07 – VILA VELHA CENTRO, no município de Vila Velha: Proporciona cobertura espacial de áreas diretamente influenciadas pelas emissões de veículos, indústrias da Ponta de Tubarão e outras de Vitória e Vila Velha;

- RAMQAR 08 - CARIACICA, no município de Cariacica: Cobre áreas diretamente influenciadas pelas emissões de veículos e indústrias de Cariacica.

Além de monitorar as concentrações nas estações da RAMQAR, o IEMA realiza também o acompanhamento de alguns parâmetros meteorológicos para uma melhor análise da qualidade do ar na RGV. Os parâmetros são: direção e velocidade dos ventos; precipitação pluviométrica; umidade relativa do ar; temperatura; pressão atmosférica e radiação solar (IEMA, 2007).

4 INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DA REGIÃO DA GRANDE VITÓRIA

O inventário de emissões da RGV realizado pelo IEMA, publicado em 2011, quantificou as fontes industriais e veiculares, as emissões residenciais e comerciais, emissões de portos e aeroportos, postos de combustíveis e aterros sanitários. Os poluentes inventariados no estudo foram: material particulado total (MP), material particulado menor que 10 µm (MP_{10}), material particulado menor que 2,5 µm ($MP_{2,5}$), dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e compostos orgânicos voláteis (IEMA, 2011).

A Tabela 3 resume os resultados do inventário de emissões atmosféricas, para MP, MP_{10} e $MP_{2,5}$, de acordo com a representatividade dos grupos de fontes emissoras da região. A Tabela 3 ilustra distribuição das taxas de emissão de $MP_{2,5}$ para diversas fontes.

Tabela 3. Resultado do inventário de emissões atmosféricas.

Atividade	Taxa de Emissão [kg/h]		
	MP	MP_{10}	$MP_{2,5}$
Industrial – Alimentícia	4,8	3,7	3,1
Industrial – Produtos Minerais	78,5	43,5	43,5
Industrial – Química	9,9	9,3	3,7
Industrial – Mínero-Siderúrgica	954,4	538,2	271,5
Total de Emissões Industriais	1.047,5	594,7	293,8
Veiculares – Escapamento e Evaporativa	107,0	107,0	107,0
Veiculares – Desgaste de Pneus	41,9	41,9	41,9
Veiculares – Ressuspensão de Partículas	2.742,7	1.904,2	944,2
Total de Emissões Veiculares	2.891,6	2.053,1	1.093,1
Logística (Portos e Aeroportos)	98,6	97,3	96,8
Emissões Residenciais e Comerciais	2,0	1,1	1,1
Aterros Sanitários	0,5	0,5	0,5
Outras Emissões	3,0	2,6	2,1
Total de Emissões	4.043,1	2.749,3	1.487,5

Fonte: adaptado IEMA, 2011.

Assim, de acordo com resultados do inventário, as fontes que mais contribuem com o material particulado na atmosfera, incluindo o $MP_{2,5}$, são a frota de veículos, majoritariamente pela ressuspensão de partículas, e a indústria mínero-siderúrgica, como pode ser visualizado na Figura 5 que apresenta a distribuição das taxas de $MP_{2,5}$ na RGV.

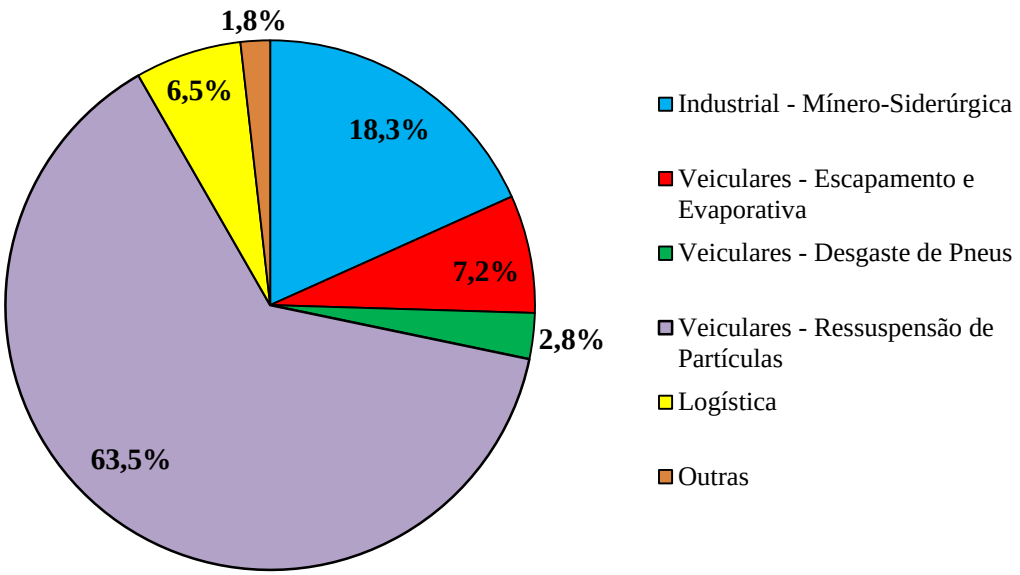

Figura 5. Distribuição das taxas de emissão de $MP_{2,5}$ na Região da Grande Vitória.
Fonte: adaptado IEMA, 2011.

5 O MUNICÍPIO DE VITÓRIA

O município de Vitória integra juntamente com os municípios de Serra, Cariacica, Viana, Vila Velha, Fundão e Guarapari a Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV). Sendo a capital do Espírito Santo, Vitória possui uma população de 327.801 habitantes, representando cerca de 9,3% da população do Estado (IBGE, 2010). A Figura 6 apresenta a localização do município.

A capital ocupa o lugar de centro econômico do Estado, concentrando 50,20% do PIB da RMGV e 32,48% do PIB do Espírito Santo. Além disso, é responsável por 26,9% do potencial de consumo e 27,63% do número de empregos formais no Espírito Santo (PMV, 2010).

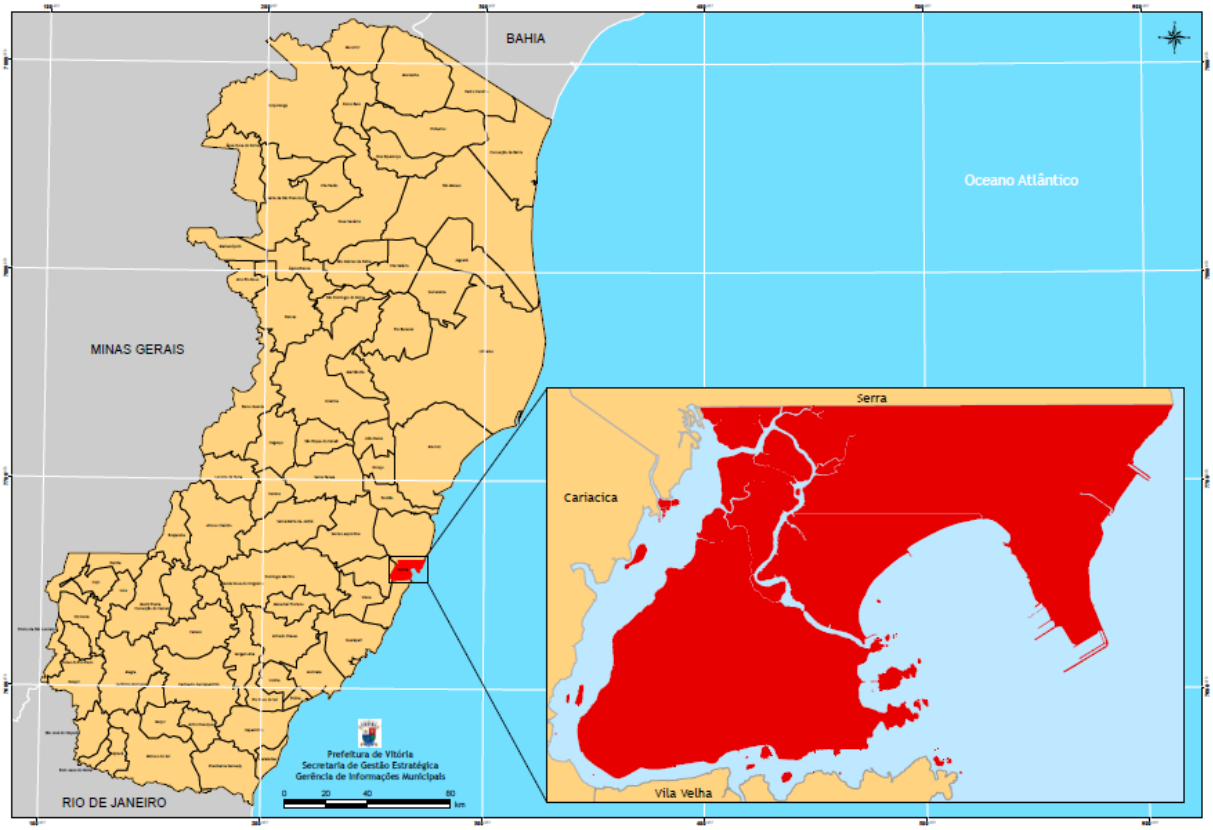

Figura 6. Localização de Vitória no estado do Espírito Santo.
Fonte: adaptado Prefeitura Municipal de Vitória, 2010.

5.1 Clima e relevo

O município de Vitória é uma ilha com características tipicamente litorâneas, apresentando uma topografia acidentada e escarpada com afloramentos rochosos. Os afloramentos emergem dos mangues e sedimentos marinhos, formando baías, enseadas, canais e estreitos preenchidos com sedimentos (CASTELLO e POLIDO, 1988).

Com um clima quente e úmido (INCAPER, 2010), Vitória registra temperaturas médias mensais entre 21,5 e 26,5 °C. A Figura 7 apresenta a normal climatológica do período compreendido entre 1961 e 1990.

Figura 7. Normal Climatológica da cidade de Vitória (1961-1990) – Temperatura média.
Fonte: adaptado INMET, 2010.

Na Figura 8 pode ser visualizada a normal climatológica do município de Vitória para o parâmetro precipitação média mensal, entre o período de 1961 a 1990. O período chuvoso geralmente ocorre de setembro a fevereiro, enquanto que, o período de menor precipitação é característico dos meses de maio a agosto (INMET, 2010).

Figura 8. Normal Climatológica da cidade de Vitória (1961-1990) – Precipitação média mensal. Fonte: adaptado INMET, 2010.

O município de Vitória apresenta a predominância de ventos de direções leste (E) e nordeste (NE), devido à influência do anticiclone subtropical do Atlântico Sul. O anticiclone polar móvel é responsável pelas frentes frias provenientes do extremo sul (S) do continente (IEMA, 2007).

5.1.1 Condições meteorológicas do período de amostragem

A Figura 9 mostra a rosa dos ventos para o mês de maio de 2011 na Estação da Enseada do Suá. Ela foi obtida junto ao IEMA. Diferente do que ocorre na maior parte do ano, nota-se a predominância de ventos oeste-sudoeste e sudoeste. Em torno de 40 % do tempo os ventos ficaram concentrados nessas direções. A velocidade dos ventos predominantes ficou entre 1 e 3 m/s.

De acordo com os dados obtidos junto ao IEMA, a temperatura média para o período de amostragem ficou próxima de 24 ºC, enquanto a umidade relativa média do ar ficou em torno de 79 %. A pressão atmosférica média para o período foi de 754,0 mmHg. Cabe ressaltar que os dados de temperatura, umidade relativa do ar e pressão atmosférica são referentes à estação de monitoramento de Carapina (RAMQAR 02), visto que é a única que monitora simultaneamente tais parâmetros.

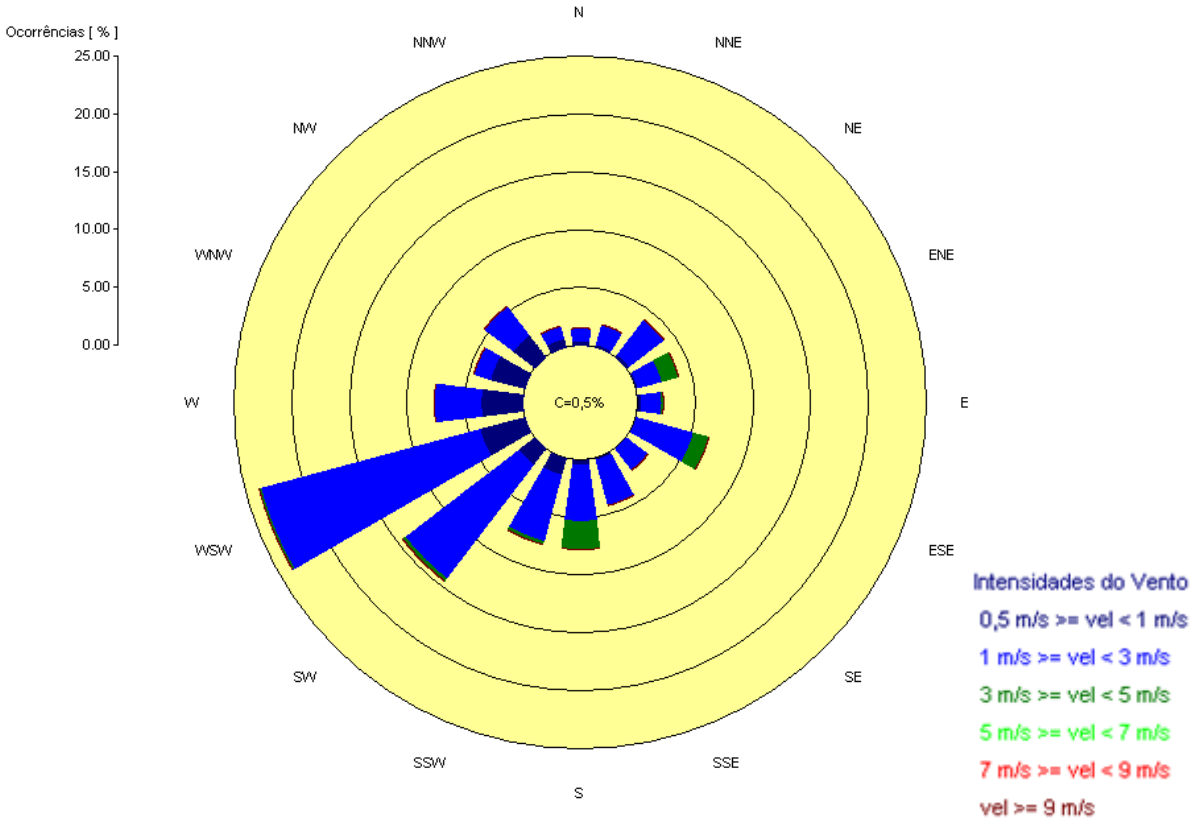

Figura 9. Rosa dos ventos para a estação da Enseada do Suá no mês de maio de 2011.
Fonte: IEMA, 2011.

A Figura 10 mostra a rosa dos ventos do mês de junho de 2011. Assim como no mês de maio, percebe-se uma predominância de ventos oeste-sudoeste e sudoeste. Em torno de 30 % do tempo, os ventos tiveram essas direções no período. No entanto, nota-se que as direções leste-nordeste e nordeste tiveram participação mais significativa que no mês anterior, alcançando cerca de 15 % do tempo. As velocidades do vento predominantes para o mês ficaram entre 1 e 3 m/s.

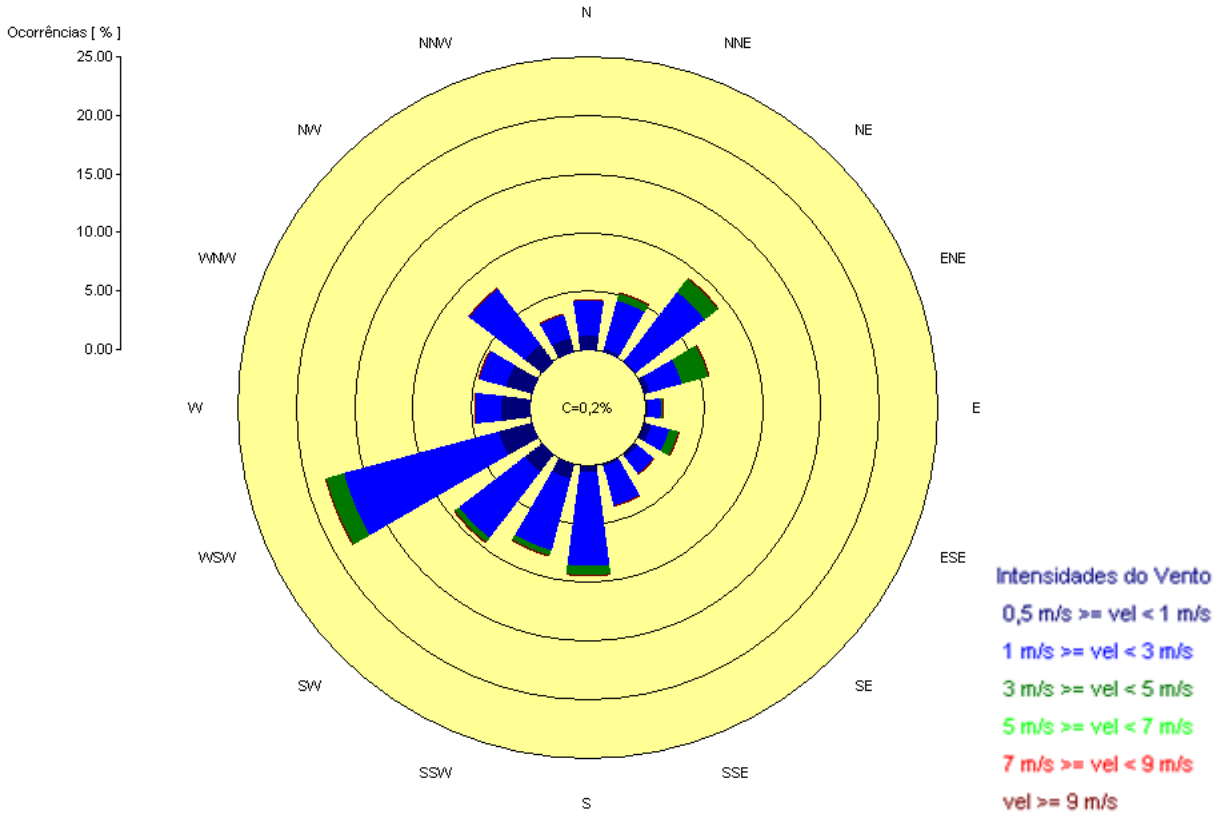

Figura 10. Rosa dos ventos para a estação da Enseada do Suá no mês de junho de 2011.
Fonte: IEMA, 2011.

6 METODOLOGIA

Nesta seção são apresentados os equipamentos e a metodologia seguida durante todo o período de coleta e análise gravimétrica do $MP_{2,5}$, incluindo os procedimentos seguidos no condicionamento, transporte e pesagens dos filtros. Também está descrita a metodologia utilizada na análise dos dados.

6.1 Local de monitoramento

A campanha de coleta de $MP_{2,5}$ foi realizada no período de abril a junho de 2011 na estação da Enseada do Suá (RAMQAR 04), em Vitória, considerada a principal estação de monitoramento por sua localização estratégica e ampla cobertura espacial. A Figura 11 mostra uma visão da região de localização da estação da Enseada do Suá na Ilha de Vitória e sua localização estratégica na Baía de Vitória (destaque).

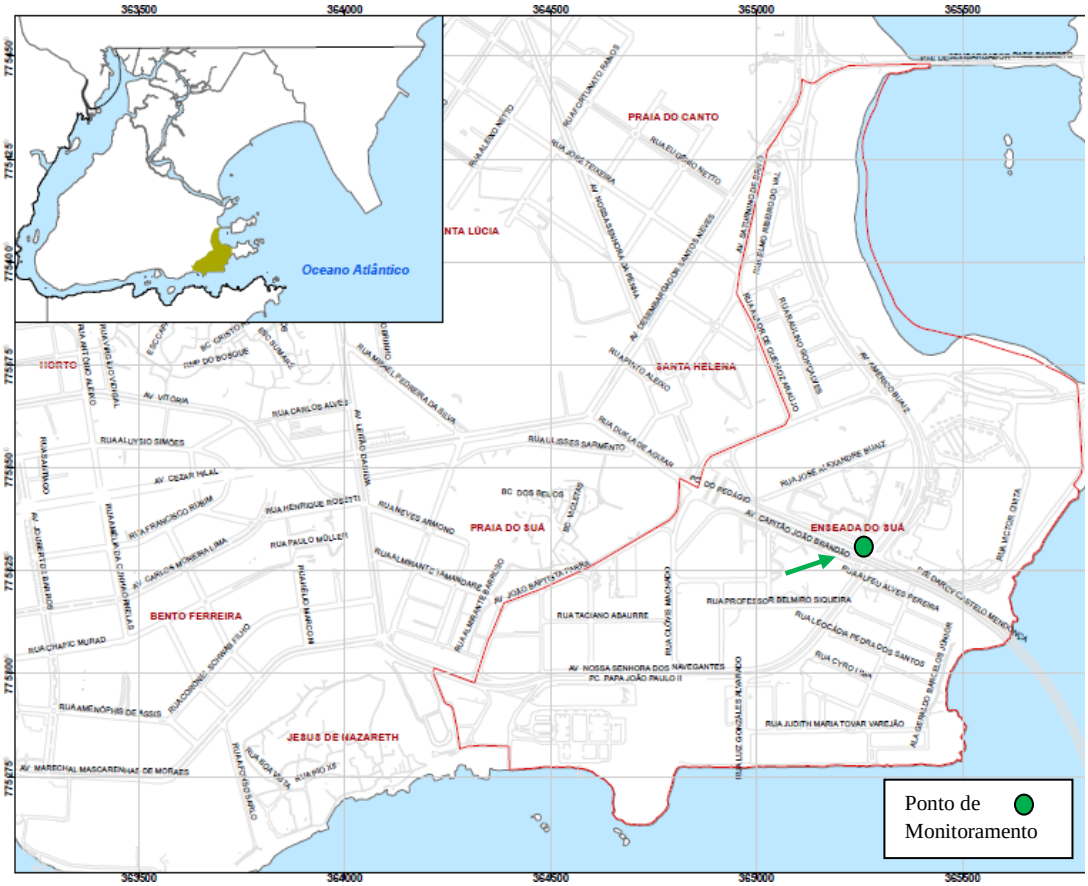

Figura 11. Localização geográfica da estação da Enseada do Suá.
Fonte: adaptado Prefeitura Municipal de Vitória, 2010.

A escolha de tal estação levou em conta o fato de ela sofrer influência tanto do complexo industrial de Tubarão, a nordeste, quanto de estradas no seu entorno. A vizinhança possui características urbanas, com áreas comerciais, residenciais e de uso público. As vias de acesso são asfaltadas e a poucos metros da estação está localizado um shopping de grande movimentação diária de pessoas e automóveis, além da Terceira Ponte, principal via de ligação entre Vitória e a cidade de Vila Velha. A Figura 12 mostra uma fotografia aérea da região, obtida do programa Google Earth, onde se percebe a proximidade da estação em relação a estradas de tráfego intenso, incluindo a Terceira Ponte.

Figura 12. Foto aérea do local de monitoramento (em destaque) na Enseada do Suá de outubro de 2010.
Fonte: *Google Earth*, 2011.

6.2 Equipamento de coleta do $MP_{2,5}$

O equipamento utilizado para a coleta do material particulado fino ($MP_{2,5}$) foi o amostrador portátil de ar ambiente *MiniVol Tactical Air Sampler (TAS)* da *Airmetrics*. O aparelho é alimentado eletricamente por uma bateria recarregável e, por meio de uma bomba de sucção, puxa o ar ambiente a uma taxa de fluxo volumétrico constante, regulável pelo operador. Pode ser configurado para coletar amostras de $MP_{2,5}$, MP_{10} ou PTS. Para a coleta de $MP_{2,5}$, o ar passa através de dois separadores inerciais de partículas (impactadores) untados com graxa e, em seguida, por um meio filtrante que retém as partículas com o diâmetro de interesse para o estudo. O primeiro impactador retém as partículas com diâmetro superior a 10 µm, enquanto no segundo impactador, as partículas com diâmetro maior do que 2,5 µm são retidas. Assim, o material particulado menor que 2,5 µm é coletado pelo filtro no período de amostragem definido (AIRMETRICS, 2002). A Figura 13 mostra uma visão geral do esquema de montagem do suporte impactador/filtro**.**

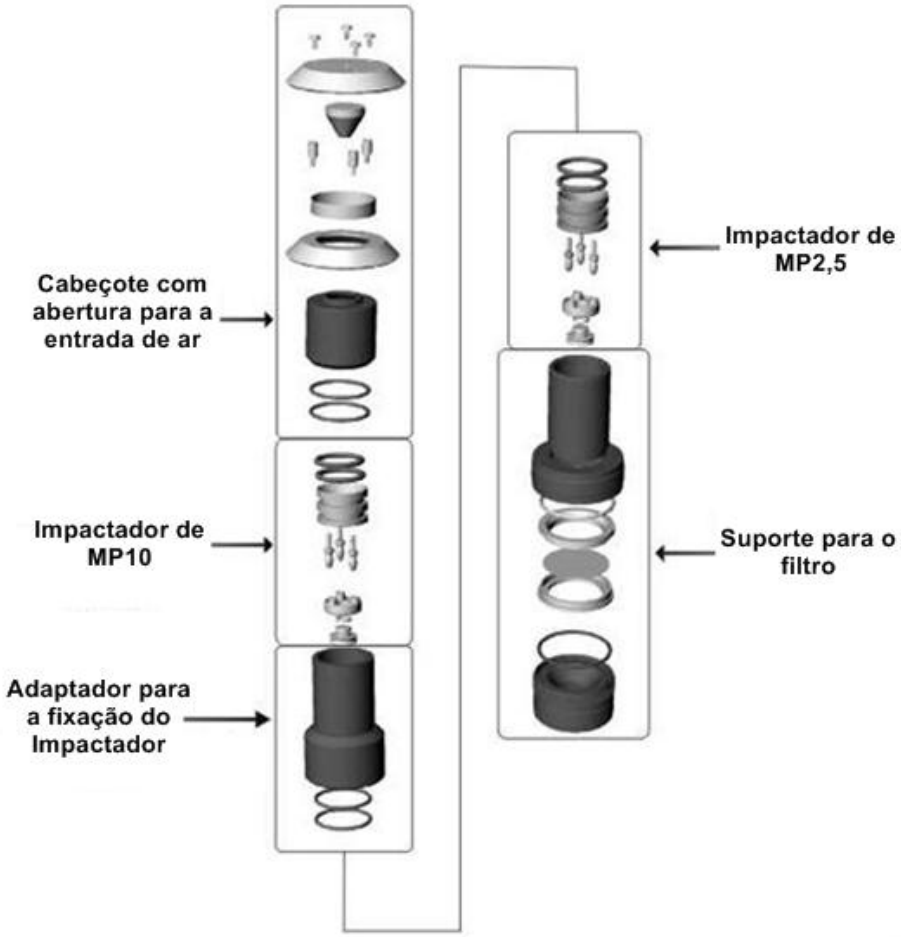

Figura 13. Montagem do suporte impactador/filtro para a coleta de $MP_{2,5}$.
Fonte: adaptado *Airmetrics*, 2002.

A técnica de amostragem utilizada pelo *MiniVol TAS* é uma adaptação do método de referência para MP_{10} do *U.S. Code of Federal Regulations (40 CFR part 50, Appendix J)*. No entanto, a taxa de fluxo utilizada pelo *MiniVol TAS* é menor do que as taxas de fluxo indicadas pelo método de referência. Baixas taxas de fluxo resultam em maiores desvios da precisão para baixas concentrações de partículas, em que a precisão pode ser perdida na manipulação e pesagem da amostra. Em concentrações mais significativas de material particulado, o *MiniVol* produz resultados com boa precisão, sendo comparáveis aos amostradores do método de referência citado (AIRMETRICS, 2002). Na Figura 14 é possível visualizar o amostrador e seus elementos principais. Já a Figura 15 apresenta o equipamento e suas formas de instalação.

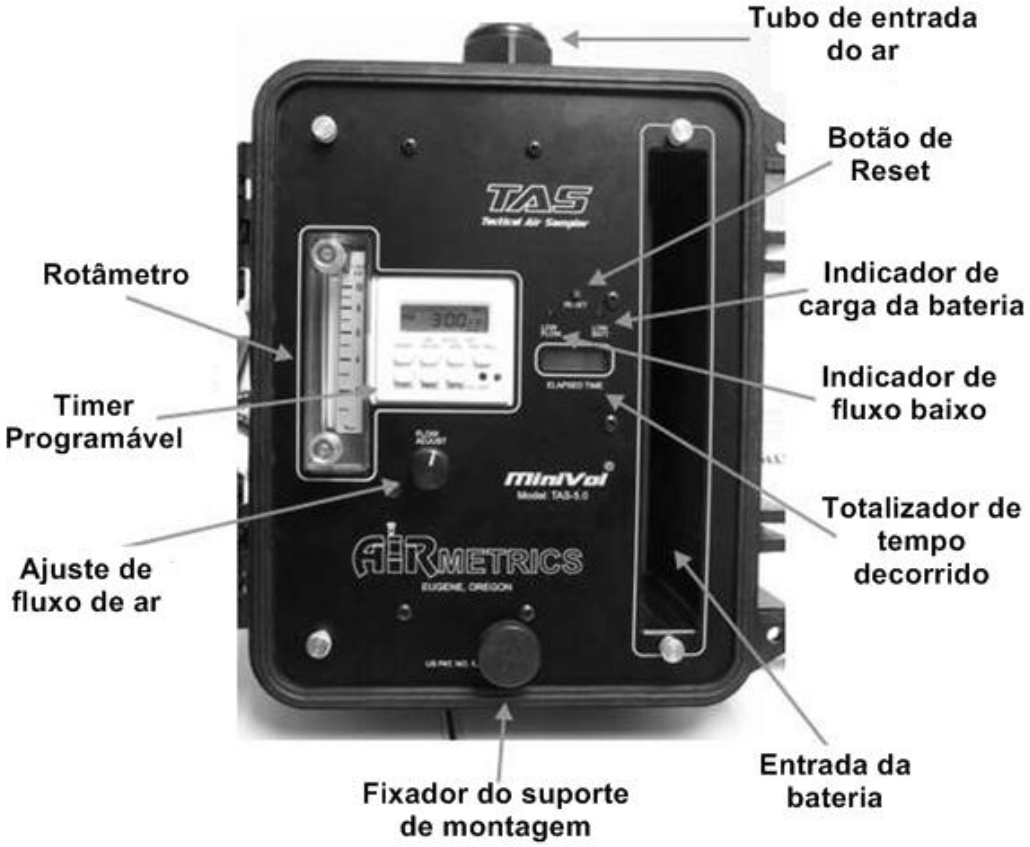

Figura 14. Visão externa do amostrador *MiniVol TAS*.
Fonte: adaptado *Airmetrics*, 2002.

O *MiniVol TAS* deve ter a sua vazão calibrada de acordo com o local de amostragem. Essa vazão é determinada levando-se em consideração a temperatura e pressão do ambiente de coleta. O equipamento é projetado para operar a uma taxa de vazão volumétrica real de 5

litros por minuto (AIRMETRICS, 2002). Para as condições ambientes do local de monitoramento, de acordo com os parâmetros meteorológicos monitorados pela Estação RAMQAR 02 (Carapina), foram utilizadas as médias de temperatura e pressão do período de estudo, encontrando-se a taxa volumétrica de 4,75 litros por minuto, verificada a cada troca de filtro.

Figura 15. Tipos de montagem do *MiniVol TAS*.
Fonte: adaptado *Airmetrics*, 2002.

6.3 Condicionamento e quantificação das amostras

A metodologia de amostragem aplicada segue as orientações do *Code of Federal Regulations (CFR)* do Governo Federal dos Estados Unidos. O CFR é a codificação das regras gerais e permanentes publicadas pelos departamentos executivos e pelas agências dos EUA. Ele é dividido em 50 títulos que representam áreas sujeitas à regulamentação federal dos EUA (CFR, 2010). Foram seguidas as recomendações correspondentes ao método de referência para a determinação de material particulado fino com diâmetro aerodinâmico inferior ou igual a 2,5 µm ($MP_{2,5}$) presentes na atmosfera - *40 CFR Part 50 – Appendix L*.

6.3.1 Filtros

Este tópico apresenta uma breve descrição das principais características dos filtros utilizados na coleta de dados.

Durante a campanha de amostragem de $MP_{2,5}$ foram utilizados três tipos de filtros: de fibras de vidro, de Teflon e de quartzo.

Os filtros de fibra de vidro são muito pouco higroscópicos, tem resistência a altas temperaturas e apresentam alta eficiência mesmo com grandes quedas de pressão. Este tipo de filtro é recomendado pela US EPA para a coleta de partículas totais em suspensão com a utilização de amostradores de grandes volumes (MARTÍN, 2008).

Os filtros porosos de policarbonato (*Milipore*) são muito utilizados em amostragens de material particulado. Estes filtros podem ser de Teflon, quartzo, prata e acetato de celulose. Os filtros de quartzo são mais inertes se comparados aos filtros de fibra de vidro, uma vez que não reagem com gases ácidos (MARTÍN, 2008).

Para as análises de caracterização do material particulado coletado, tais como microscopia ótica e eletrônica, análise por fluorescência de raios X é recomendado o uso de filtros porosos de policarbonato como de quartzo e de Teflon (MARTÍN, 2008).

6.3.2 Condicionamento

Foram utilizados na campanha de monitoramento filtros de quartzo, diferente do que recomenda o método de referência, segundo o qual se devem usar filtros de Teflon. Porém, o presente trabalho está inserido em uma dissertação de mestrado na qual um dos objetivos é a caracterização do material particulado coletado, sendo mais adequados filtros de quartzo do que os de Teflon, visto que estes possuem carbono em sua composição. Seguindo as recomendações em *40 CFR Part 50 – Appendix L*, os filtros foram devidamente condicionados antes e após as coletas. O condicionamento tem como principais objetivos o controle da temperatura e umidade do ar. Durante todo o período de medição, os filtros de quartzo foram mantidos em placas de Petri em um dessecador a temperaturas entre 20 e 23 °C, com variação não superior a 2 °C em períodos de 24 horas, e em ar com umidade relativa restringida à faixa de 30 a 40 %, com variação não superior a 5 % no intervalo de 24 horas. Essas condições também foram seguidas no processo de pesagem dos filtros. Dessa maneira evitou-se ao máximo que perdas ou ganhos de material dos filtros interferissem nas pesagens

e na determinação das concentrações de $MP_{2,5}$. A Figura 16 apresenta o dessecador utilizado no condicionamento das amostras.

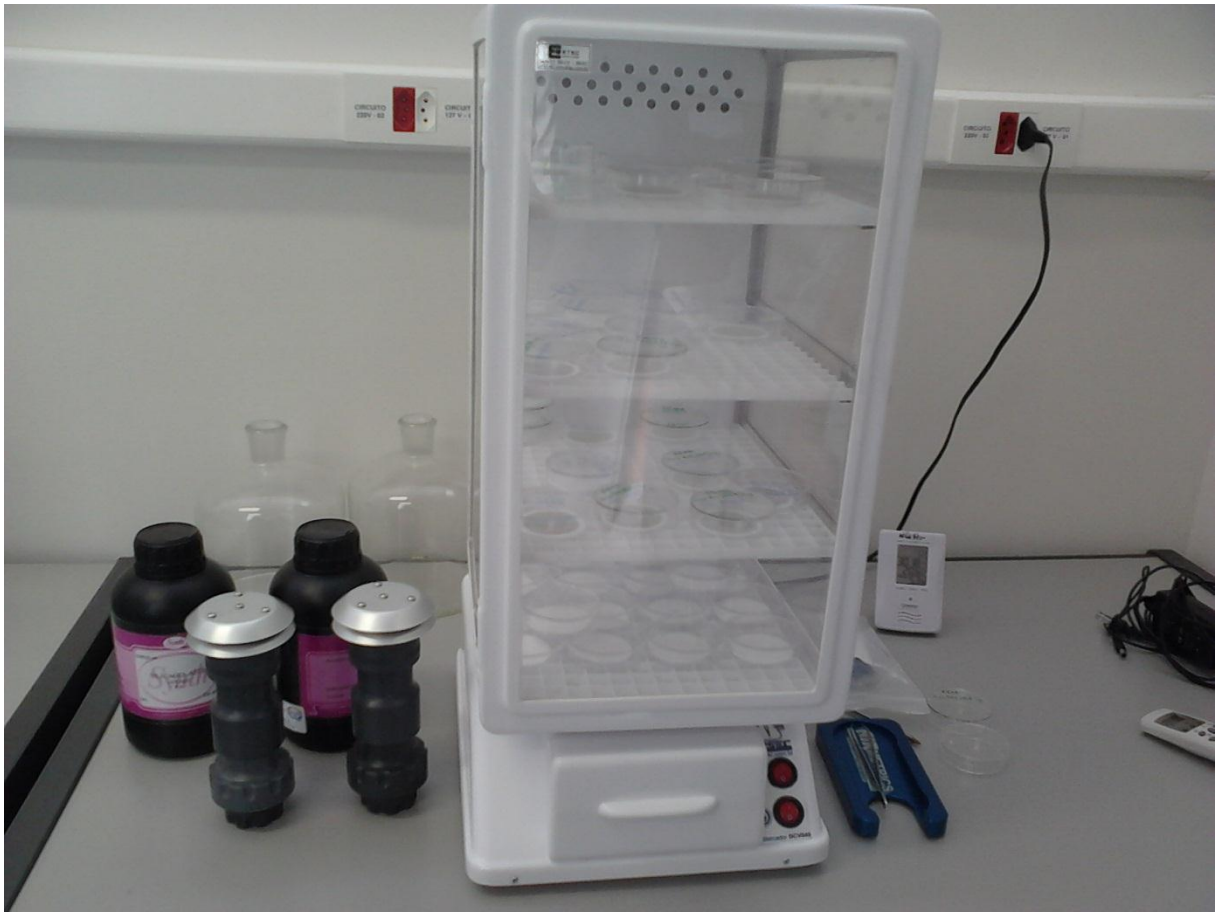

Figura 16. Dessecador e filtros em condicionamento no laboratório do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - UFES.

6.3.3 Pesagem

A pesagem foi feita utilizando-se balança analítica com precisão de 1 micrograma. Segundo o método de referência, a balança deveria estar nas mesmas condições do ambiente de condicionamento dos filtros, não havendo exposição transitória a outros ambientes quando da pesagem. Porém, essa recomendação não pôde ser seguida pelo fato de não se ter uma balança com a precisão necessária à disposição. Foi necessário utilizar uma balança do laboratório de propriedade da Petrobrás S.A. (LabPetro) localizado a cerca de 200 metros do laboratório de condicionamento dos filtros, ambos situados dentro do campus da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). As variações de ambiente de exposição foram minimizadas com o acompanhamento da temperatura e umidade dentro do dessecador e pelo transporte rápido,

não havendo tempo suficiente para mudanças significativas nos parâmetros de condicionamento dos filtros. Durante a pesagem no LabPetro, o condicionamento dos filtros foi mantido.

6.3.4 Coleta e quantificação

Inicialmente, a chegada à UFES do *Minivol TAS*, adquirido nos EUA, estava prevista para acontecer no segundo semestre de 2010. Desse modo, as coletas seriam realizadas em dias alternados em várias estações da RAMQAR, abrangendo grande parte da Região da Grande Vitória, à exceção do município de Viana. No entanto, o equipamento chegou com um atraso de 8 meses, ou seja, em abril de 2011. Devido a esse atraso, foi necessário um re-planejamento da campanha de medições. Decidiu-se então priorizar o número de amostras, realizando coletas diárias de $MP_{2,5}$ em apenas uma estação, a da Enseada do Suá. O período relativamente curto de medições (dois meses, com 39 amostras coletadas) não impede que se chegue a uma conclusão sobre o comportamento dos níveis de concentração de $MP_{2,5}$ na região de estudo. Pode-se citar como exemplo, os estudos realizados por Weinstein et al. (2010), onde foi possível, em um período de dois meses, compreender a influência de um fenômeno natural sazonal nos níveis de $MP_{2,5}$ na atmosfera de Conakry, Guiné. Além disso, Wang et al. (2006), com um período de um mês de amostragem, chegaram a conclusões sobre a concentração e a composição das partículas finas em Guangzhou, China.

A coleta iniciou-se no dia 05 de abril de 2011, procedendo-se sempre amostragens de 24 horas, com pequenas variações, todos os dias da semana. A planilha com os dados das coletas, incluindo data e horário de início e fim de cada amostragem, encontra-se no Apêndice. O método de referência determina um período de amostragem entre 1380 e 1500 minutos. No início da campanha foram utilizados filtros de fibra de vidro. Devido a problemas com o dessecador – não se conseguiu controlar a umidade – tais filtros não produziram resultados satisfatórios e seus dados foram descartados. Passou-se então a utilizar um novo dessecador e filtros de quartzo cortados a mão, seguindo o diâmetro especificado no método (46,2 ± 0,25 mm). Porém, no decorrer das amostragens, percebeu-se que os filtros perdiam massas significativas durante suas trocas e também nas pesagens. Tais filtros foram então descartados e, a partir do dia 30 de abril de 2011, foram utilizados nas amostragens somente filtros de quartzo fabricados pela *Airmetrics*, assim permanecendo até o fim da campanha em 21 de

junho de 2011, à exceção de alguns testes malsucedidos com filtros de Teflon, para os quais foram obtidas concentrações superestimadas de particulado. Os filtros nitidamente danificados durante o manuseio também foram descartados. Em alguns dias não foi possível realizar a coleta do particulado devido a fatores incontroláveis, como chuvas intensas.

Para verificação da qualidade amostral e, seguindo o método de referência já citado, foram realizados testes de branco de campo e de laboratório durante todo o período de medições. A determinação do branco de campo consistiu em transportar um filtro limpo (sem particulado) até a estação, colocá-lo no *Minivol TAS* normalmente, retirá-lo sem realizar a coleta e levá-lo de volta ao condicionamento para pesagem. Já o teste de branco de laboratório foi feito na pesagem pré-coleta, deixando-se um filtro previamente pesado no laboratório durante a pesagem de um lote de filtros. Por fim, o filtro do teste de branco foi pesado novamente para controle de qualidade da pesagem.

6.4 Análise dos dados

Os dados obtidos ao final da campanha de medição foram analisados pelo uso de gráficos de evolução, onde foram inseridas as concentrações para todos os dias de coleta do $MP_{2,5}$, além das concentrações do MP_{10} do mesmo período obtidas junto ao IEMA, o qual faz o monitoramento diário dessa fração do particulado. Esses dados de MP_{10} foram obtidos procedendo-se a média das 24 horas correspondentes às mesmas datas e horários das amostragens do $MP_{2,5}$, visto que o IEMA faz o monitoramento horário do MP_{10}. Também foram analisadas as relações $MP_{2,5}/MP_{10}$ de todas as amostras.

Outro procedimento utilizado na análise dos dados foi o gráfico *box plot* ou gráfico de caixas, uma ferramenta que permite analisar a dispersão dos dados obtidos. Com o uso do *box plot* identifica-se possíveis *outliers*, ou seja, valores discrepantes que difiram excessivamente do conjunto ao qual pertencem. As concentrações inconsistentes podem ser causadas por erros de medição ou devido à variabilidade inerente às concentrações dos poluentes e aos fatores meteorológicos. Uma vantagem desse tipo de ferramenta em relação às médias simples é permitir uma observação geral do conjunto de dados e não apenas de um valor que represente todos os dados.

Para a confecção do gráfico, utilizam-se os quartis do conjunto de dados amostrais. Desenha-se um retângulo, cujo nível superior é dado pelo terceiro quartil (Q_3) e o nível inferior pelo primeiro quartil (Q_1). A mediana (Q_2) divide o retângulo. São considerados *outliers* os valores acima de $Q_3 + 1{,}5.(Q_3 - Q_1)$ ou abaixo de $Q_1 - 1{,}5.(Q_3 - Q_1)$. Hastes, também chamadas de *whikers*, são traçadas a partir de Q_1 e Q_3 até o menor e maior valor do conjunto de dados, respectivamente, os quais não sejam considerados *outliers*. A Figura 17 mostra uma representação de um gráfico *box plot* e seus elementos principais (MOROCO, 2003).

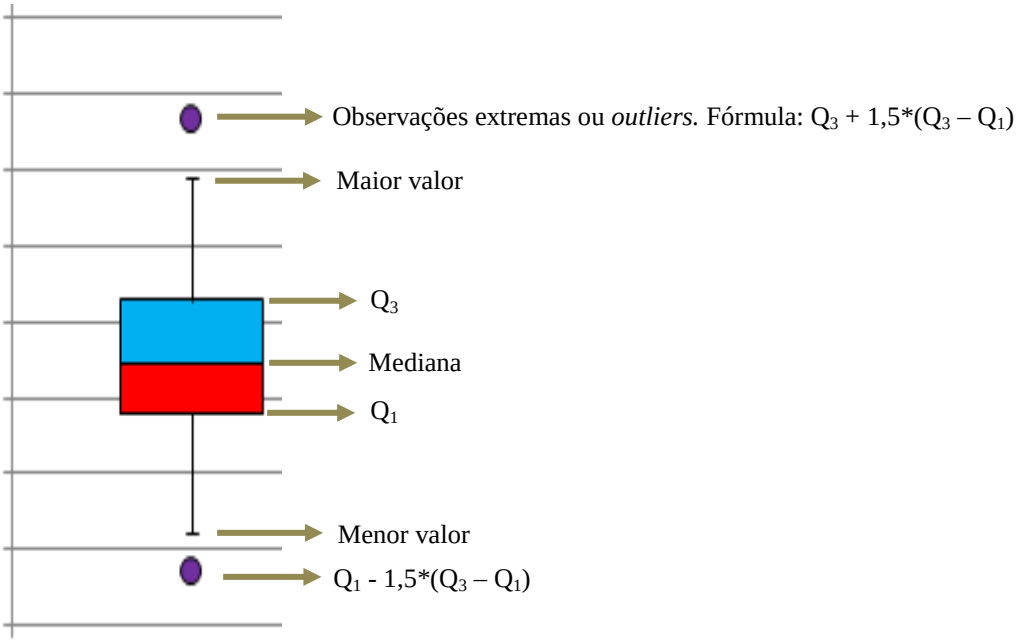

Figura 17**.** Representação de um gráfico *box plot*.
Fonte: adaptado MOROCO, 2003.

O capítulo seguinte apresenta os resultados obtidos na campanha de medições e as discussões pertinentes da análise dos dados.

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados da campanha de amostragem do $MP_{2,5}$ durante dois meses, num total de 39 dias de medição.

7.1 Análise exploratória das concentrações de $MP_{2,5}$ no município de Vitória

A Figura 18 mostra a evolução das concentrações de MP_{10} e do $MP_{2,5}$, alvo de medição deste estudo. Para os dados do MP_{10} não foram inseridas incertezas das medições visto que as mesmas não foram disponibilizadas pelo IEMA. Já para o $MP_{2,5}$, as incertezas foram calculadas utilizando-se os resultados dos brancos de campo. Assim, cada lote de filtros foi representado pela incerteza de acordo com o teste de branco de campo realizado na estação.

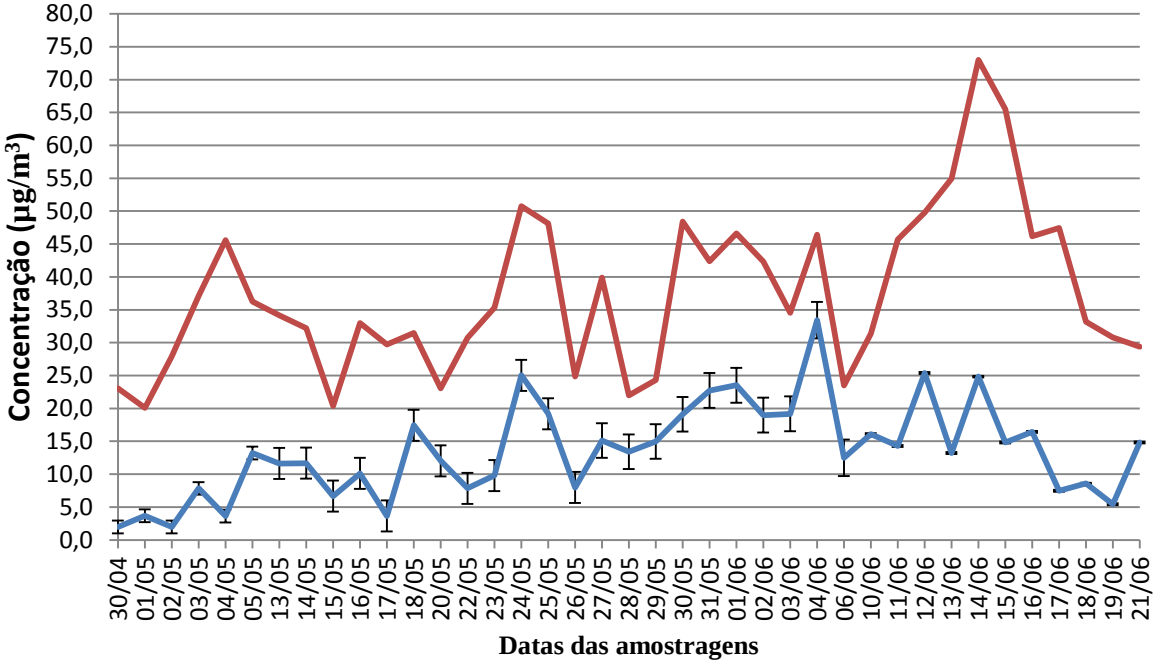

Figura 18. Gráfico de evolução das concentrações de MP_{10} (em vermelho) e $MP_{2,5}$ (em azul) durante todo o período de medição na Estação Enseada do Suá, entre abril e junho de 2011.

A análise da Figura 18 permite que se façam algumas observações importantes. Primeiramente, considerando-se as incertezas experimentais das medições, nota-se que as concentrações do $MP_{2,5}$ se mantiveram, na maior parte do tempo, abaixo do limite recomendado pela OMS para média de 24 horas de 25 µg/m^3. O valor foi ultrapassado em 5

das 39 amostras, ou 12,8%. Em comparação com os limites da US EPA, o padrão de 35 µg/m^3 foi satisfeito para todos os dias, à exceção do dia 04 de junho, quando a concentração atingiu 33,43 µg/m^3 com incerteza em 2,77 µg/m^3. No entanto, como será discutido adiante, esse valor foi considerado um *outlier* para o sábado. As mínimas concentrações aconteceram nos dias 30 de abril e 2 de maio, com os valores de 1,96 e 1,99 µg/m^3, respectivamente. Essas datas correspondem ao feriado de Nossa Senhora da Penha em Vitória (2 de maio), ocorrido numa segunda-feira e prolongado pelo final de semana (dias 30 de abril e 1º de maio), quando o tráfego de veículos é reduzido significativamente. Essa pode ser uma causa para a baixa concentração de $MP_{2,5}$ nesses dias.

Em nível nacional, os resultados se mostram em concordância com os encontrados por Almeida Filho (2006) para a cidade de Cuiabá, com valor máximo de 16,7 µg/m^3 durante a estação seca, e diferente dos resultados obtidos por Oyama (2010) em São Paulo, onde a concentração máxima do $MP_{2,5}$ atingiu 75 µg/m^3, três vezes superior ao recomendado pela OMS. Godoy et al. (2009) obtiveram na Região Metropolitana do Rio de Janeiro a concentração média máxima de 11,4 µg/m^3.

Quanto às incertezas das medições de $MP_{2,5}$, foram realizados seis testes de branco de campo, representando seis lotes de filtros, cada um com um valor de incerteza. Os valores encontrados foram: 0,97; 2,36; 2,36; 2,64; 2,77 e 0,14 µg/m^3. Na Figura 18, as últimas incertezas de 0,14 µg/m^3 não estão representadas por serem valores muito baixos. As incertezas experimentais obtidas são similares às encontradas por Ruuskanen et al. (2001), cujo valor máximo foi de 2,6 µg/m^3 na região de Alkmaar nos Países Baixos, e o mínimo foi 0,5 µg/m^3 para Erfurt, na Alemanha. Como no presente trabalho, Ruuskanen et al. (2001) também utilizaram testes de branco de campo para o cálculo das incertezas experimentais.

Como se pôde perceber no subitem 5.1.1 sobre as condições meteorológicas do período de amostragem, os ventos predominantes em maio e junho de 2011 permaneceram a maior parte do tempo nas direções oeste-sudoeste e sudoeste. Considerando que o principal complexo industrial da Grande Vitória, onde estão localizadas as empresas Vale e Arcelor Mittal Tubarão, está situado a nordeste da referida estação, é de se esperar que tais empreendimentos tenham tido sua influência reduzida nas concentrações de $MP_{2,5}$ durante o período de medição.

A Figura 19 apresenta a relação entre as concentrações de $MP_{2,5}$ e de MP_{10} durante o período de amostragem. As incertezas da relação foram calculadas considerando-se apenas as incertezas para as concentrações do $MP_{2,5}$, pelas razões discutidas anteriormente.

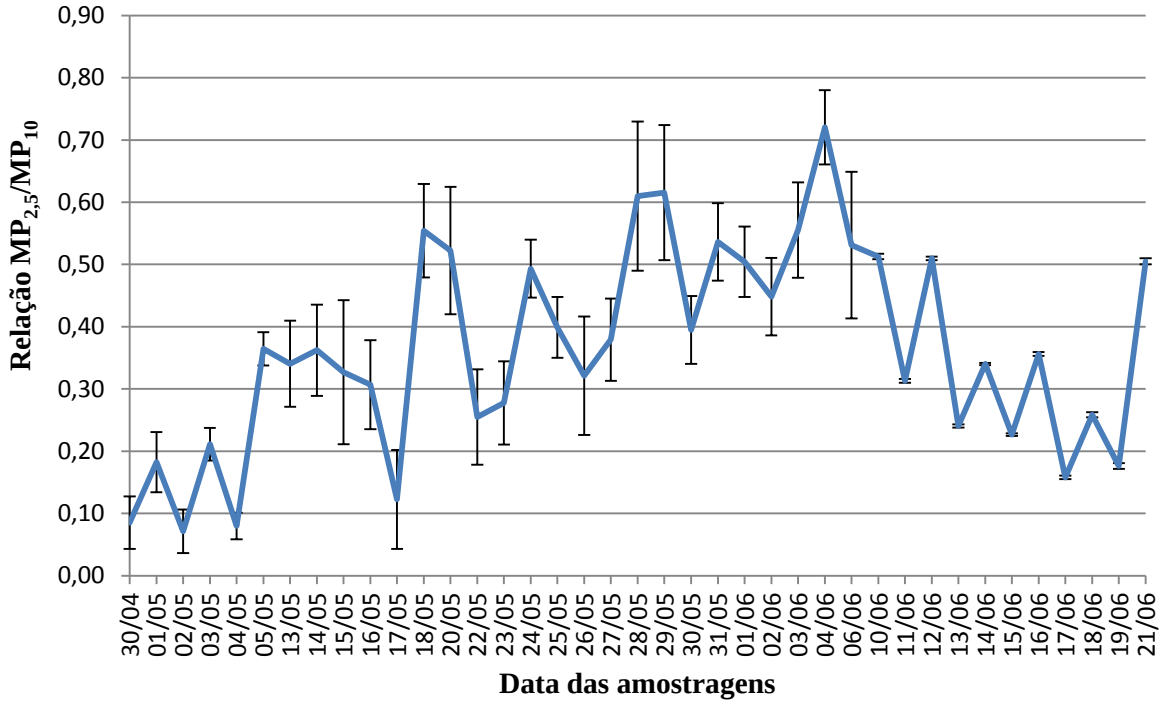

Figura 19. Evolução da relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ na estação da Enseada do Suá para o período de abril a junho de 2011.

Uma ampla faixa de variação na relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ pode ser observada na Figura 19. Levando-se em conta as incertezas, a relação variou de 0,04 a 0,78, ou seja, as concentrações de $MP_{2,5}$ responderam por uma faixa de 4 a 78 % das concentrações de MP_{10} no período de estudo. Assim como na Figura 18, percebe-se que os menores valores da relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ ocorreram para os dias 30 de abril e 2 de maio, feriado após um final de semana, com valores de 0,09 ± 0,03 e 0,07 ± 0,03, respectivamente. Durante os três dias do mesmo final de semana e do feriado o valor máximo da relação não chegou a 0,23, ou 23 %, mostrando uma possível influência do tráfego de veículos nas emissões do $MP_{2,5}$ na região. Esses resultados ratificam o Inventário de Emissões do IEMA, divulgado em 2011, segundo o qual as emissões veiculares respondem por 73,5 % do $MP_{2,5}$ na Região da Grande Vitória. Sendo assim, é muito provável que o tráfego de veículos no entorno da estação da Enseada do Suá influencie diretamente os níveis dessa fração do particulado na atmosfera local.

Além dos gráficos de evolução, foi aplicada a análise *box plot* como ferramenta de auxílio na avaliação da dispersão dos dados. Essa análise foi realizada com base nos resultados das concentrações de $MP_{2,5}$, MP_{10} e da relação $MP_{2,5}/MP_{10}$, como pode-se observar nos gráficos das Figuras 20, 21, 22 e 23.

Na Figura 20 é apresentada a comparação das análises *box plot* para as concentrações de $MP_{2,5}$ e MP_{10} e para a relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ na estação da Enseada do Suá. Na legenda, DQ representa o intervalo interquartil.

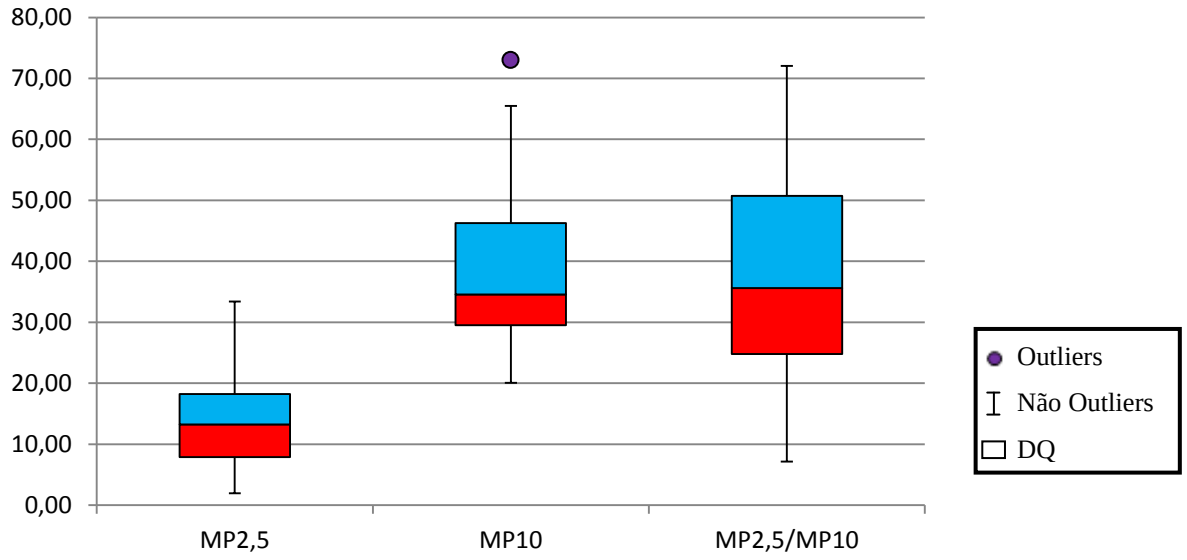

Figura 20. Gráfico *box plot* comparando as concentrações (em µg/m^3) de $MP_{2,5}$ e MP_{10} e a relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ (em %) na estação da Enseada do Suá, no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011.

Pode-se verificar pela análise da Figura 20 que a mediana das concentrações de $MP_{2,5}$ teve como valor 13,22 µg/m^3, enquanto a mediana do MP_{10} encontrada foi de 34,54 µg/m^3. Já para a relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ foi encontrado o valor de mediana de 35,61 %. As medições realizadas no presente trabalho e analisadas continuamente apresentaram apenas uma concentração *outilier*, ou seja, um valor que diferiu excessivamente do conjunto de dados.

A Figura 21 mostra a análise *box plot* das concentrações de $MP_{2,5}$ separadas de acordo com cada dia da semana..

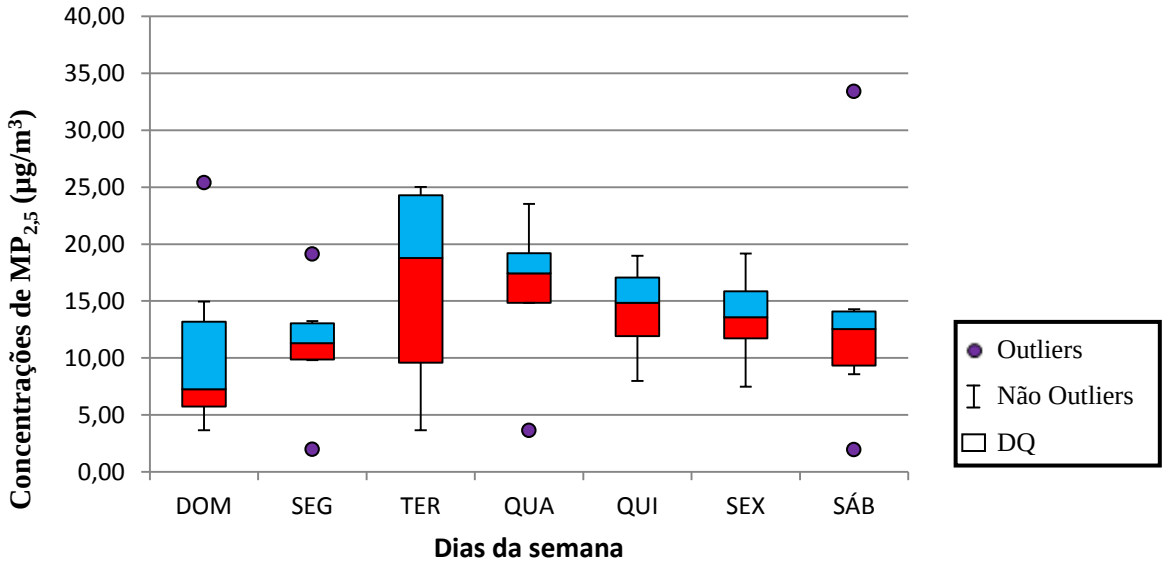

Figura 21. Gráfico *box plot* comparando por dia da semana as concentrações (µg/m^3) de $MP_{2,5}$ na estação da Enseada do Suá, no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011.

De acordo com a Figura 21, os conjuntos de dados representados pelos dias sábado, domingo, segunda-feira e quarta-feira apresentaram concentrações *outliers*, de maneira que nas medições de sábado obteve-se concentração máxima de 33,43 µg/m^3 e mínima de 1,96 µg/m^3, sendo o dia que apresentou a maior discrepância entre os valores de concentração de $MP_{2,5}$.

O conjunto de medições de $MP_{2,5}$ de terça-feira apresentou a maior mediana. Assim, as concentrações de $MP_{2,5}$ deste dia da semana tendem a ser superiores em relação aos demais dias no município de Vitória, embora a mediana da quarta-feira obtida tenha ficado com um valor próximo ao de terça-feira.

Os dias que apresentaram a maior dispersão de valores de concentração de $MP_{2,5}$ foram terça-feira e sábado. Na terça-feira o intervalo interquartil foi muito superior ao dos outros dias da semana, enquanto no sábado os *outliers* apresentaram um distanciamento do intervalo interquartil bem acentuado em relação aos outros dias.

A Figura 22 apresenta o gráfico *box plot* dos dados de MP_{10} fornecidos pelo IEMA separados por dia da semana.

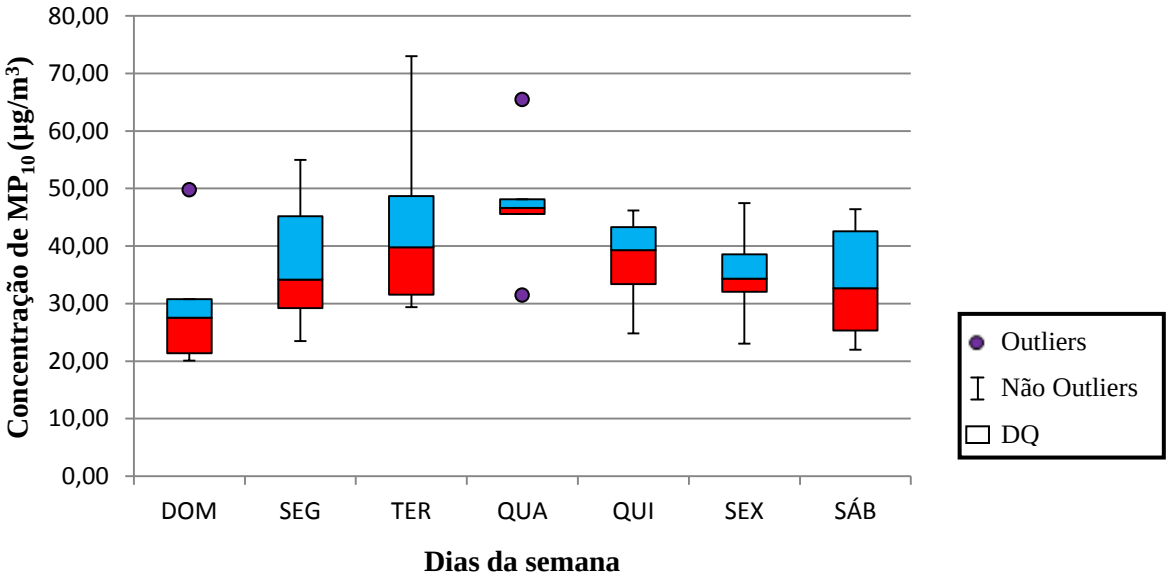

Figura 22. Gráfico *box plot* comparando por dia da semana as concentrações ($\mu g/m^3$) de MP_{10} (fornecidas pelo IEMA) na estação da Enseada do Suá no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011.

Da análise da Figura 22, fica evidente que as maiores medianas para as concentrações de MP_{10} ocorrem durante os dias úteis e as menores durante os finais de semana. Isto está dentro do esperado, pois aos finais de semana é esperada a diminuição das atividades industriais e da frota de veículos.

A maior mediana para o MP_{10} encontrada foi para o conjunto de dados da quarta-feira, demonstrando que para este dia são esperadas as maiores concentrações nesse diâmetro de particulado. Em comparação aos dados de $MP_{2,5}$, ambos tiveram os dias terça-feira, quarta-feira e quinta-feira com as maiores medianas da semana. Isso se deve ao fato de que muitas fontes são similares para as duas frações do particulado.

O dia que apresentou a maior dispersão de valores de concentração foi a terça-feira. Para esse dia da semana, os *whikers* apresentaram um tamanho bem acentuado em relação aos outros dias.

A Figura 23 apresenta o gráfico *box plot* da relação entre $MP_{2,5}$ e MP_{10}.

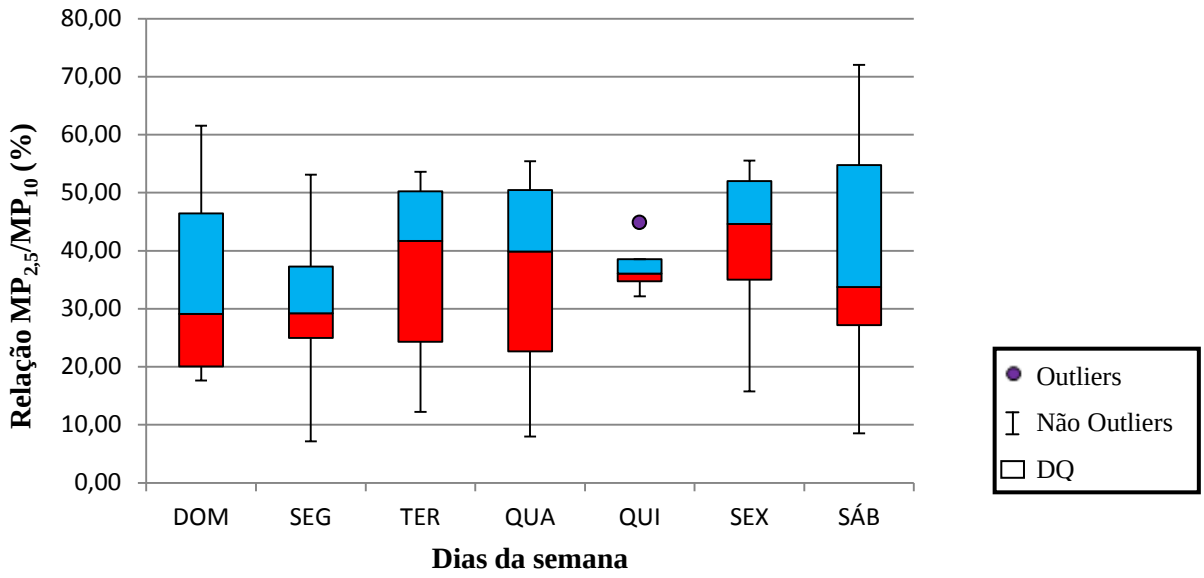

Figura 23. Gráfico *box plot* da relação (em %) entre $MP_{2,5}$ e MP_{10} para cada dia da semana na estação da Enseada do Suá no período de 30 de abril a 21 de junho de 2011.

Da análise da Figura 23, nota-se que o dia da semana com maior variação na relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ foi o sábado, apresentando *whikers* com longos comprimentos. Já a quinta-feira foi o dia da semana que apresentou menor dispersão da relação. A maior mediana encontrada foi para sexta-feira, com valor de 44,60 % e a menor ocorreu para o domingo, com um valor de 29,09 %. Esses resultados diferem um pouco daqueles encontrados por Wang et al. (2006), que obtiveram relação $MP_{2,5}/MP_{10}$ de 68,00 % em Guangzhou, na China e Stevenson et al. (2009) que encontraram relação de 66,00 % na Escócia. Cabe ressaltar que essas regiões possuem características urbanísticas distintas do município de Vitória.

As concentrações médias de $MP_{2,5}$ e MP_{10} encontradas no período de amostragem, com incertezas calculadas com o desvio padrão dos dados com 95 % de confiança foram de 13,6 ± 2,4 e 37,5 ± 4 µg/m^3, respectivamente. A Tabela 4 mostra as diretrizes de concentrações médias anuais da OMS para ambas as frações de particulado e as metas intermediárias a serem alcançadas progressivamente, relacionando-as com efeitos de longo prazo à saúde.

Tabela 4. Diretrizes OMS e metas intermediárias para material particulado: concentrações médias anuais.

	MP_{10} ($\mu g/m^3$)	$MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$)	Base para o nível selecionado
Meta Intermediária-1 (IT-1)	70	35	Estes níveis estão associados a riscos relativos de mortalidade cerca de 15% superiores ao AQG.
Meta Intermediária-2 (IT-2)	50	25	Além de outros benefícios à saúde, estes níveis baixam o risco de mortalidade prematura em aproximadamente 6% (2-11%) em relação ao nível IT-1.
Meta Intermediária-3 (IT-3)	30	15	Além de outros benefícios à saúde, estes níveis reduzem o risco de mortalidade em aproximadamente 6% (2-11%) em relação ao nível IT-2.
Diretriz de qualidade do ar (AQG)	20	10	Estes são os mais baixos níveis em que as mortalidades total, cardiopulmonar e por câncer de pulmão, tem sido mostrado que aumentam com mais de 95% de confiança em resposta a exposições de longo prazo ao $MP_{2,5}$

Fonte: adaptado WHO, 2006.

Analisando-se a Tabela 4 nota-se que para o período de amostragem a concentração média de $MP_{2,5}$ situa-se entre a meta intermediária 3 (IT-3) e a diretriz de qualidade do ar (AQG). Considerando a incerteza da média, essa concentração pode estar entre a faixa que vai de valores pouco superiores a IT-3 até valores próximos de AQG. Esses valores colocam a região estudada em uma condição próxima ao que recomenda a OMS. No entanto, cabe ressaltar que esses valores representam o período de estudo, sendo que as concentrações do particulado tendem a variar significativamente no decorrer do ano. Além disso, o período de medições (abril a junho) é de transição entre a estação úmida e a seca em Vitória.

As diretrizes da OMS para concentrações de 24 horas e as metas intermediárias estão na Tabela 5, na qual são descritos os efeitos de curto prazo à saúde.

Considerando os resultados de todas as medições de $MP_{2,5}$ realizadas no presente estudo, os valores das concentrações estiveram sempre abaixo da meta intermediária 3 (IT-3) da Tabela 5, sendo que a maior concentração registrada foi de 33,43 $\mu g/m^3$. Na maior parte do tempo, as concentrações do particulado fino ficaram abaixo da diretriz de qualidade do ar (AQG) para 24 horas. Os resultados obtidos colocam a região de estudo em situação de qualidade do ar próxima ao que recomenda a OMS para o período analisado em relação aos efeitos de exposição de curto prazo do $MP_{2,5}$.

Tabela 5. Diretrizes OMS e metas intermediárias para material particulado: concentrações de 24 horas.

	MP_{10} ($\mu g/m^3$)	$MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$)	Base para o nível selecionado
Meta Intermediária-1 (IT-1)	150	75	Com base em coeficientes de risco publicados a partir de estudos multicêntricos e meta-análises (cerca de 5% de aumento da mortalidade a curto prazo sobre o valor AQG).
Meta Intermediária-2 (IT-2)	100	50	Com base em coeficientes de risco publicados a partir de estudos multicêntricos e meta-análises (cerca de 2,5% de aumento da mortalidade a curto prazo sobre o valor AQG).
Meta Intermediária-3 (IT-3)	75	37,5	Com base em coeficientes de risco publicados a partir de estudos multicêntricos e meta-análises (cerca de 1,2% de aumento na mortalidade a curto prazo sobre o valor AQG)
Diretriz de qualidade do ar (AQG)	50	25	Baseado na relação entre os níveis MP de 24 horas e anuais.

Fonte: adaptado WHO, 2006.

8 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

O presente trabalho teve como objetivo principal a quantificação dos níveis de $MP_{2,5}$ no município de Vitória. Para atingir tal objetivo, a campanha de monitoramento teve duração de aproximadamente dois meses, num total de 39 dias efetivos de medição. Alguns dias de dados tiveram que ser descartados devido a problemas com a manipulação de filtros ou no condicionamento das amostras, o que diminuiu significativamente o número de dados de concentrações de particulado.

Os padrões recomendados pela OMS para médias de 24 horas de $MP_{2,5}$ (25 µg/m^3) foram excedidos em 5 dos 39 dias efetivos de medição. Porém, mesmo quando tal fato ocorreu, as concentrações ficaram próximas do limite, à exceção de um deles, quando se atingiu 33,43 µg/m^3. Dentre os dias da semana, o que obteve maior mediana para o conjunto de dados de concentração de $MP_{2,5}$ foi a quarta-feira, enquanto que o dia com menor mediana foi o domingo, provavelmente em função da baixa intensidade de tráfego de veículos desse dia. Em relação às metas intermediárias da OMS para $MP_{2,5}$, os resultados se situaram na maior parte do tempo entre a meta intermediária 3 (IT-3) e a diretriz de qualidade do ar (AQG).

Em relação aos limites orientadores da US EPA, o valor máximo de 35 µg/m^3 foi ultrapassado apenas uma vez durante a campanha, considerando-se as incertezas das medições.

Para os trabalhos futuros devem-se realizar campanhas com durações maiores, de pelo menos um ano, a fim de se avaliar a influência da sazonalidade nas concentrações do $MP_{2,5}$ e comparar os resultados com as diretrizes anuais da OMS e os padrões anuais da US EPA. Sabe-se que as condições climáticas têm influência significativa na dispersão de poluentes atmosféricos, sendo que vários autores encontraram resultados que mostraram maiores concentrações do $MP_{2,5}$ em estações secas. Além disso, quanto maior o número de dados, menores são as incertezas para as médias e maior é a confiabilidade dos resultados.

É recomendado que se realizem amostragens também nas outras estações que compõem a RAMQAR, aumentando a representatividade espacial do estudo, aproveitando o monitoramento feito pelo IEMA para outros poluentes e das condições meteorológicas. Pode-

se avaliar também a eficiência da precipitação na remoção por deposição úmida do particulado fino.

Quanto ao condicionamento das amostras durante a pesagem, o ideal é que se disponha de uma balança analítica com a precisão micrométrica utilizada, mas que fique alocada no mesmo ambiente de condicionamento dos filtros, eliminando possíveis influências de exposições a ambientes transitórios nos resultados finais.

Seguindo as recomendações do método de referência (*40 CFR Part 50 – Appendix L*), devem-se utilizar filtros de Teflon e usar de técnicas efetivas para neutralizar as cargas estáticas dos filtros antes das pesagens.

Apesar da limitação temporal de amostragem, de uma maneira geral o trabalho apresentou resultados satisfatórios dentro do que se propôs e pode servir como base para outros trabalhos que se seguirem.

9 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, I. T. **A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto.** Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3134/tde-31012002-170628/pt-br.php>. Acesso em fevereiro de 2011.

ALMEIDA FILHO, E. O. de. **Avaliação das fontes de emissão de material particulado na atmosfera da cidade de Cuiabá.** Dissertação de Mestrado. Física e Meio Ambiente, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2006.

AIRMETRICS. **MiniVol TAS – Operation Manual Version 1.2.** 2002. Disponível em: <http://www.airmetrics.com/downloads/>. Acesso em janeiro de 2011.

ARTAXO, P.; OLIVEIRA, P.H.; LARA, L.L.; PAULIQUEVIS, T.M.; RIZZO, L.V.; JUNIOR, C.P.; PAIXÃO, M.A.; LONGO, K.M.; FREITAS, S.; CORREIA, A.L. **Efeitos climáticos de partículas de aerossóis biogênicos e emitidos em queimadas na Amazônia.** Revista Brasileira de Meteorologia, v.21, n.3a, p.168-22, 2006.

BELL, M. L.; DAVIS, D. L. **Reassessment of the Lethal London Fog of 1952: Novel Indicators of Acute and Chronic Consequences of Acute Exposure to Air Pollution.** 2001. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/>. Acesso em março, 2011.

BOUBEL, R. W.; FOX, D. L.; STERN, A. C.; TURNER, D. B. **Fundamentals of air pollution.** 3ª ed. - San Diego: Academic Press, 1994.

BRASIL. Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em abril de 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 003 de 28 de junho de 1990. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 22 de agosto de 1990. Seção 1, p.

15937-15939. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>. Acesso em abril de 2011.

BRUM, D. R. **Estudo da Composição Química do Material Particulado Fino ($MP_{2,5}$) em Porto Alegre e Belo Horizonte.** Dissertação de mestrado. Departamento de Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, 2010. Disponível em: <www.iag.usp.br/pos/sites/default/files/m_debora_r_brum.pdf>. Acesso em março de 2011.

CANADIAN ENVIRONMENTAL REPORT ACT 1999 (CEPA). **Priority substances list assessment report: respirable particulate matter less than or equal to 10 microns.** 1999. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/>. Acesso em fevereiro, 2011.

CARMO, C. N.; HACON, S.; LONGO, K. M.; FREITAS, S.; IGNOTTI, E.; DE LEON; A. P.; ARTAXO, P. **Associação entre Material Particulado de Queimadas e Doenças Respiratórias na Região Sul da Amazônia Brasileira.** Rev Panam Salud Publica. 2010; 27(1):10-6. Disponível em: <http://journal.paho.org/uploads/1266442657.pdf>. Acesso em maio de 2011.

CASTELLO, R. R.; POLIDO, U. F. **Tentativa de sistematização geotécnica dos solos quaternários de Vitória, ES.** *In: Simpósio sobre Depósitos Quaternários das Baixadas Litorâneas Brasileiras: Origem, Características Geotécnicas e Experiências de Obras*, 1988, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro. 1988. v. 2, p. 3.1-3.23.

CODE OF FEDERAL REGULATIONS (CFR). **40 CFR Part 50 Appendix J.** 2010. Disponível em: <http://www.gpoaccess.gov/cfr/index.html>. Acesso em novembro de 2010.

CODE OF FEDERAL REGULATIONS (CFR). **40 CFR Part 50 Appendix L.** 2010. Disponível em: <http://www.gpoaccess.gov/cfr/index.html>. Acesso em novembro de 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB-SP). **Material Particulado Inalável Fino ($MP_{2,5}$) e Grosso ($MP_{2,5-10}$) na Atmosfera da Região Metropolitana de São Paulo (2000-2006).** São Paulo: CETESB, 2008. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>. Acesso em março, 2011.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2007.** São Paulo: CETESB, 2008. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>. Acesso em abril, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB-SP). **Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2009.** São Paulo: CETESB, 2010. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>. Acesso em abril, 2011.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** São Paulo: CETESB, 1992.

DEPARTMENT OF SUSTAINABILITY, ENVIRONMENT, WATER, POPULATION AND COMMUNITIES - AUSTRALIAN GOVERNMENT. **Air Quality**. 2011. Disponível em: <http://www.environment.gov.au/>. Acesso em maio de 2011.

FACULDADE DE MEDICINA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (FMUSP). **Proposição de medidas de avaliação dos impactos da poluição do ar na Saúde Humana, na Região da Grande Vitória.** Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental, Fundação Faculdade de Medicina, 2007.

FACULDADE DE MEDICINA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (FMUSP). **Avaliação do impacto da poluição do ar em Anchieta/ES.** Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental, Fundação Faculdade de Medicina, 2010.

FERNANDES, J. S.; CARVALHO, A. M.; CAMPOS, J. F.; COSTA, L. O., FILHO, G. B. **Poluição atmosférica e efeitos respiratórios, cardiovasculares e reprodutivos na saúde humana.** Revista Médica de Minas Gerais 20(1): 92-101; 2010. Disponível em: <http://rmmg.medicina.ufmg.br/index.php/rmmg/article/viewDownloadInterstitial/212/197>. Acesso em março de 2011.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS JR., J. N. **Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications.** Academic Press, 2000.

GODISH, T. **Air Quality.** Boca Raton: CRC Press LLC, 2004.

GODOY, M.L.D.P.; GODOY, J.M.; ROLDÃO, L.A.; SOLURI, D.S.; DONAGEMMA, R.A. **Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil.** Atmospheric Environment 43 2366–2374; 2009.

HOLGATE, S. T. **Air pollution and health.** San Diego: Academic Press, 1999.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Normais Climatológicas.** 2010. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/>. Acesso em maio de 2011.

INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL (INCAPER). **Meteorologia e Recursos Hídricos.** 2010. Disponível em <http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/>. Acesso em maio de 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSCA (IBGE). **Censo Demográfico 2010.** Disponível em: <http:www.ibge.gov.br>. Acesso em fevereiro de 2011.

INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (IEMA). **Relatório da Qualidade do Ar na Região da Grande Vitória 2007.** Disponível em: <http://www.meioambiente.es.gov.br/>. Acesso em março de 2011.

INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (IEMA). **Inventário de Emissões Atmosféricas da Região da Grande Vitória 2011.** Disponível em: <http://www.meioambiente.es.gov.br/>. Acesso em maio de 2011.

KARNAE, S; JOHN, K. **Source apportionment of fine particulate matter measured in an industrialized coastal urban area of South Texas.** Atmospheric Environment xxx 1-8; 2011.

LEE, S. W. **Fine particulate matter measurement and international standardization for air quality and emissions from stationary sources.** Fuel 89 874-882; 2010.

MARTÍN, S. S. **El aerosol particulado em Telde, Gran Canaria (ESPAÑA), durante 2002/03.** Dissertação de Doutorado. Departamento de Física – Universidade de Las Palmas de Gran Canaria, 2008. Disponível em: <acceda.ulpgc.es/bitstream/10553/1872/1/3361.pdf>. Acesso em: julho de 2011.

MOROCO, J. **Análise Estatística de dados – com utilização do SPSS.** Edições Sílabo, Lisboa, 2003.

OYAMA, B. S. **Identificação de fontes de partículas finas na atmosfera urbana de São Paulo.** Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 2010. Disponível em: <www.iag.usp.br/pos/sites/default/files/m_beatriz_**s**_oyama.pdf>. Acesso em maio de 2011.

PREFEITURA MUNICIPAL DE VITÓRIA (PMV). **Vitória em dados.** 2010. Disponível em <http://www.vitoria.es.gov.br/>. Acesso em março de 2011.

RUUSKANEN, J.; TUCH, T.; TEN BRINK, H.; PETERS, A.; KHLYSTOV, A. M., KOS, G. P. A.; BRUNEKREEF; B.; WICHMANN, H. E; BUZORIUS, G.; VALLIUS, M.; KREYLING, W. G.; PEKKANEN, J. **Concentrations of ultrafine, fine and $PM_{2,5}$ particles in three European cities.** Atmospheric Environment 35 3729-3738; 2001.

SARNAT, J. A.; MOISE, T.; SHPUND, J.; LIU, Y.; PACHON, J. E.; QASRAWI, R.; ABDEEN, Z.; BRENNER, S.; NASSAR, K.; SALEH, R.; SCHAUER, J. J. **Assessing the Spatial and Temporal Variability of fine Particulate Matter Components in Israeli, Jordanian, and Palestinian Cities.** Atmospheric Environment 44 2383-2392; 2010.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change**. USA: Wiley – Interscience Publication, 2006.

SO, K. L.; GUO, H.; LI, Y. S. **Long-term variation of $PM_{2.5}$ levels and composition at rural, urban, and roadside sites in Hong Kong: Increasing impact of regional air pollution.** Atmospheric Environment 41 9427-9434; 2007.

STEVENSON, K.; KENT, A.; MAGGS, R.; HARRISON, D. **Measurement of PM_{10} and $PM_{2.5}$ in Scotland with Gravimetric Samplers.** Report to The Scottish Government. 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Integrated Science Assessment for Particulate Matter.** 2009. Disponível em: <http://www.epa.gov/>. Acesso em março, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Air & Radiation Home.** 2011. Disponível em: <http://www.epa.gov/air/>. Acesso em março, 2011.

VINITKETKUMUNUEN, U.; KALAYANAMITRA, K.; CHEWONARIN, T.; KAMENS, R. **Particulate matter, PM_{10} & $PM_{2.5}$ levels, and airborne mutagenecity in Chiang Mai, Thailand.** Mutation Research 519 121-131; 2002.

WANG, X.; BI, X.; SHENG, G.; FU, J. **Chemical Composition And Sources of PM_{10} and $PM_{2.5}$ Aerossols in Guangzhou, China**. Environmental Monitoring and Assessment 119: 425–439; 2006.

WEINSTEIN, J. P.; HEDGES, S. R., KIMBROUGH, S. **Characterization and aerosol mass balance of $PM_{2.5}$ and PM_{10} collected in Conakry, Guinea during the 2004 Harmattan period.** Chemosphere 78 980-988; 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005 - Summary of risk assessment.** Summary of Risk Assessment. Geneva, 2006.

YE, B.; JI, X.; YANG, H.; YAO, X.; CHAN, C. K.; CADLE, S. H.; CHAN, T.; MULAWA, P. A. **Concentration and chemical composition of $PM_{2.5}$ in Shanghai for a 1-year period.** Atmospheric Environment 37 499–510; 2003.

YNOUE, R. Y. **Modelagem numérica da formação, crescimento, e transporte das partículas inorgânicas secundárias constituintes do aerossol urbano na Região Metropolitana de São Paulo.** Tese de doutorado, IAG – USP, 2004. Disponível em: <http:www.iag.usp.br/news/defesa/teses.php>. Acesso em junho de 2011.

ZHENG, M.; SALMON, L. G.; SCHAUER, J. J.; ZENG, L.; KIANG, C. S.; ZHANG, Y., CASS, G. R. **Seasonal trends in $PM_{2.5}$ source contributions in Beijing, China.** Atmospheric Environment 39 3967–3976; 2005.

APÊNDICE- Dados das coletas de $MP_{2,5}$ na estação da Enseada do Suá

Identificação do filtro	Data	Dia da semana	Duração (horas)	Vazão de ar (L/min)	Concentração (µg/m^3)
FQ48	30/4/2011	SAB	24	4,75	1,96
FQ50	1/5/2011	DOM	23,9	4,75	3,66
FQ52	2/5/2011	SEG	23,7	4,75	1,99
FQ54	3/5/2011	TER	24	4,75	7,84
FQ56	4/5/2011	QUA	24	4,75	3,64
FQ59	5/5/2011	QUI	23,9	4,75	13,22
FQ68	13/5/2011	SEX	24	4,75	11,62
FQ69	14/5/2011	SAB	23,9	4,75	11,67
FQ70	15/5/2011	DOM	23,7	4,75	6,66
FQ72	16/5/2011	SEG	23,9	4,75	10,12
FQ73	17/5/2011	TER	24	4,75	3,64
FQ74	18/5/2011	QUA	23,9	4,75	17,44
FQ77	20/5/2011	SEX	24	4,75	12,04
FQ79	22/5/2011	DOM	24	4,75	7,84
FQ80	23/5/2011	SEG	24	4,75	9,80
FQ83	24/5/2011	TER	23,9	4,75	25,03
FQ84	25/5/2011	QUA	23,8	4,75	19,20
FQ85	26/5/2011	QUI	24	4,75	7,98
FQ87	27/5/2011	SEX	24	4,75	15,12
FQ91	28/5/2011	SAB	23,6	4,75	13,10
FQ92	29/5/2011	DOM	23,8	4,75	14,97
FQ93	30/5/2011	SEG	23,9	4,75	19,12
FQ95	31/5/2011	TER	24,1	4,75	22,73
FQ97	1/6/2011	QUA	24	4,75	23,52
FQ99	2/6/2011	QUI	23,9	4,75	18,98
FQ100	3/6/2011	SEX	24	4,75	19,18
FQ107	4/6/2011	SAB	24	4,75	33,43
FQ111	6/6/2011	SEG	24	4,75	12,48
FQ117	10/6/2011	SEX	24	4,75	16,09
FQ118	11/6/2011	SAB	24	4,75	14,29
FQ119	12/6/2011	DOM	24	4,75	25,39
FQ120	13/6/2011	SEG	23,9	4,75	13,23
FQ122	14/6/2011	TER	24	4,75	24,83
FQ123	15/6/2011	QUA	24	4,75	14,84
FQ125	16/6/2011	QUI	23,9	4,75	16,44
FQ126	17/6/2011	SEX	24	4,75	7,49
FQ127	18/6/2011	SAB	23,7	4,75	8,57
FQ128	19/6/2011	DOM	23,9	4,75	5,43
FQ129	21/6/2011	TER	24	4,75	14,84