**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS**

RODRIGO MARQUES

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DE CHUVA
E DO MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL: estudo aplicado à Cuiabá-MT**

**SÃO PAULO
JULHO/2011**

RODRIGO MARQUES

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DE CHUVA
E DO MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL: estudo aplicado à Cuiabá-MT**

Tese de Doutorado apresentada ao
Departamento de Ciências Atmosféricas
do Instituto de Astronomia, Geofísica e
Ciências Atmosféricas da Universidade de
São Paulo como condição parcial para
obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de concentração: Meteorologia
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Adalgiza Fornaro

**SÃO PAULO
JULHO/2011**

AGRADECIMENTOS

À Deus pela força e coragem que me deu para alcançar este objetivo. À minha mãe, Neuza pela incansável luta na formação dos filhos, meus irmãos (João Paulo e Vivianne), meu pai (João, *"in memorian"*) e familiares pela paciência e apoio às minhas atividades.

À Lisa, pela paciência e companheirismo, e por nos ter dado a Luísa, este presente de Deus.

A minha orientadora e amiga Prof.^a Dr.^a Adalgiza Fornaro, por todo apoio dado nesta caminhada, sempre buscando o aperfeiçoamento na aprendizagem de pesquisar.

Ao Prof. Dr. Edinaldo pelo apoio dado, além de ter cedido estrutura física para a parte analítica e de amostragem, e por ter disponibilizado alunos para ajudarem na amostragem.

A Cida, Márcia, Sumaya e Adriana pelo apoio nas amostragens.

Aos amigos do Lapat, em especial a Rosana e Regina, pelos bons momentos de trabalho no laboratório e análise dos dados. Aos amigos das disciplinas cursadas pelos momentos de aprendizagem e camaradagem que sempre nos acompanharam nas horas mais difíceis. A Carol Mazzoli pelos momentos de estudos fundamentais para a qualificação. Aos técnicos da secretaria da pós graduação e de informática, sempre prestativos para nos ajudar. Aos amigos Emerson e Angelo, sempre prontos para ajudar no possível.

Aos amigos da Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral do Estado de Mato Grosso, com quem tive oportunidade de trabalhar e que contribuíram para ampliar a maneira como observo as coisas.

Aos amigos do Departamento de Geografia da UFMT, solidários na reta final do término deste trabalho, em especial a Cleusa e o Peter não só pela amizade mas também por contribuírem na minha formação como pesquisador.

A CAPES pela bolsa nos primeiros meses de doutorado.

A FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo) pela concessão da bolsa de Doutorado e pelo apoio financeiro através do processo nº 2007/51938-8.

“É melhor tentar e falhar, que preocupar-se e ver a vida passar. É melhor tentar, ainda em vão, que sentar-se fazendo nada até o final. Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias tristes em casa me esconder. Prefiro ser feliz, embora louco, que em conformidade viver”.

Martin Luther King Jr

Sumário

RESUMO	i
ABSTRACT.....	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS	x
1. INTRODUÇÃO	1
3. REVISÃO CONCEITUAL	4
3.2. Ciclos biogeoquímicos e ciclagem de nutrientes	8
3.3. Sistemas Atmosféricos.....	10
2.2. Acidez na chuva.....	11
3.4. A acidificação das chuvas no mundo	12
3.5. A acidificação das chuvas no Brasil	17
3.6. Aerossóis e Material particulado inalável (MP ₁₀)	21
3.7. Deposição Seca	27
3.8. Queimadas e seus efeitos	28
4. ÁREA DE ESTUDO.....	30
3.1. Crescimento Urbano	30
3.2. Evolução Populacional e da Frota Veicular	33
3.3. Evolução do desmatamento e das queimadas em Mato Grosso	34
3.4. Produção agropecuária e extração/beneficiamento do calcário/cimento no entorno de Cuiabá	41
3.5. Aspectos Geomorfológicos, Solos e Vegetação	45
3.6. Caracterização climática de Cuiabá	47
3.6.1. Estação Chuvosa	47
3.6.2. Estação Seca.....	48
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
4.1. Amostragem da água de chuva e deposição seca passiva (dustfall).....	51
4.2. Medidas de pH e condutividade	52
4.3. Cromatografia de íons (CI)	52
4.4. Tratamento dos dados e cálculos.....	54
4.4.1. Balanço entre ânions e cátions e comparação entre a condutividade elétrica medida e calculada nas amostras de águas de chuva e deposição seca passiva (<i>dustfall</i>).....	55
4.4.2. Amostragem do Material Particulado Inalável.....	56
4.4.3. Calibração do Amostrador Dicotômico (Andersen-Graseby)	57

4.5.	Gravimetria e Refletância	60
4.6.	Fluorescência de Raios-X (FRX)	61
5.	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	63
5.1.	Dados Meteorológicos e a Influência dos Sistemas Atmosféricos na Distribuição da Precipitação	63
5.2.	Água de Chuva	67
5.3.	Deposição Seca (dustfall).....	75
5.4.	Material Particulado Inalável ($PM_{2,5/10}$).....	84
5.4.1.	Amostragem de 24 horas	84
5.4.2.	Amostragem de 12 horas (perfil Diurno x Noturno).....	91
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	96
7.	PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS	98
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99

RESUMO

MARQUES, R. **Avaliação temporal da composição química das águas de chuva e do material particulado inalável: estudo aplicado à Cuiabá-MT.** 2011, 129fls. Tese de Doutorado – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas. Universidade de São Paulo, 2011.

A cidade de Cuiabá, capital de Mato Grosso, sofre com a ação de queimadas por dois fatores: tanto por possuir uma estação seca (maio a setembro) e chuvosa (outubro a abril) definida, quanto por estar localizada ao sul do bioma Amazônico, em área de Cerrado. Assim, este trabalho teve o objetivo de estudar efeitos da sazonalidade e das condições meteorológicas na composição química de águas de chuva, deposição seca (dustfall) e material particulado fino ($MP_{2,5}$) e grosso ($MP_{2,5-10}$) em Cuiabá, entre 2006 e 2009. As águas de chuva apresentaram valores de pH variando entre 4,13 e 8,21, enquanto que as concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) foram de 5,03 para o período seco e 5,37 para o chuvoso. Os íons predominantes em ordem decrescente de concentração foram $Ca^{2+} > NH_4^+ > NO_3^- > HCO_3^- > K^+ > Cl^- > Na^+ > SO_4^{2-} > HCOO^- > Mg^{2+}$. As amostragens de deposição seca ocorreram entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009, totalizando 121 amostras. As amostras apresentaram valor de pH mais alto que as águas de chuva, com média de 6,73, sendo os íons predominantes $K^+ > Ca^{2+} > Cl^- > NO_3^- > NH_4^+ > Na^+ > Mg^{2+} > HCO_3^- > SO_4^{2-} > C_2O_4^{2-}$. Tanto nas águas de chuva quanto de deposição seca observaram-se correlações significativas entre K^+ e Cl^- , indicando influência das queimadas na composição iônica destas amostras. Por outro lado as relações observadas entre os íons NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{+2} e NH_4^+ foram considerados como indicação de emissões das atividades da agropecuária; seja por uso de fertilizantes para plantio, nos esgotos rurais (criação intensiva de aves, suínos, gado) e também nas atividades de extração de calcário. Os resultados das avaliações do MP diários indicaram forte sazonalidade, apresentando concentrações médias de $13 \mu g m^{-3}$ para $MP_{2,5}$ na estação chuvosa, e $22,8 \mu g m^{-3}$ na estação seca. Considerando o $MP_{2,5-10}$ a variação foi de $25,6 \mu g m^{-3}$ a $55,8 \mu g m^{-3}$ entre as estações chuvosa e seca. As concentrações do BC variaram entre 0,61 e $17,8 \mu g m^{-3}$, e 0,05 e $4,47 \mu g m^{-3}$ nas frações de $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$, portanto cerca de 80% estava presente na fração do $MP_{2,5}$. Aplicando modelos receptores através do balanço químico de massa, verificou-se que as queimadas contribuíram com até 30% da composição do $MP_{2,5}$, enquanto que o solo foi responsável por até 34% da composição do $MP_{2,5-10}$. As concentrações diárias do particulado indicaram que existem duas realidades em Cuiabá, sendo uma existente durante a estação chuvosa em função das baixas concentrações de $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$, que atendem aos parâmetros das resoluções da OMS. Outra realidade é a encontrada durante a estação seca, onde as concentrações superam os parâmetros

estabelecidos, seja pela OMS ou pela resolução do CONAMA n° 03/1990, chegando a resultados superiores a $150 \mu\text{g m}^{-3}$ de MP_{10} . Em geral, as baixas concentrações encontradas nas águas de chuva em Cuiabá mostram que a cidade ainda não foi impactada pelo fenômeno de chuva ácida, possibilitando a discussão sobre a viabilidade do aproveitamento de água de chuva para uso doméstico. Os resultados também indicaram que este tipo de amostragem simultânea (águas de chuva, MP_{10} e deposição seca) apresenta a vantagem de garantir representação para grande espectro de tamanho das partículas atmosféricas. Além do que, o método de amostragem de deposição seca (dustfall) também se mostrou um método eficiente e de baixo custo para medidas de aerossóis atmosféricos onde haja dificuldade de recursos financeiros para equipamentos automáticos de medidas.

Palavras chave: composição química de águas de chuva, deposição seca, material particulado inalável, queimadas.

ABSTRACT

MARQUES, R. **Avaliação temporal da composição química das águas de chuva e do material particulado inalável: estudo aplicado à Cuiabá-MT.** 2011, 129fls. Tese de Doutorado – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas. Universidade de São Paulo, 2011.

Cuiabá City, capital of Mato Grosso State, suffers with biomass burning for different reasons: seasonality to have a defined dry and wet season, and localization to be in the southern Amazon biome, in Savanna area. So, this work intends to research seasonal effects of meteorology conditions in the chemical composition of rainwater, dustfall and fine ($PM_{2.5}$) and coarse ($PM_{2.5-10}$) fraction of inhalable particulate matter in this city between 2006 and 2009. Values of rainwater pH samples have varied between 4,13 and 8,21 volume weight mean (VWM) were 5,03 and 5,37 for dry and wet season respectively. Predominant ions were $Ca^{2+} > NH_4^+ > NO_3^- > HCO_3^- > K^+ > Cl^- > Na^+ > SO_4^{2-} > HCOO^- > Mg^{2+}$. Dustfall samples were collected during August and September of 2006-2009, total of 121 samples. Generally dustfall pH values were higher than rainwater, mean of 6,73, have being predominant ions $K^+ > Ca^{2+} > Cl^- > NO_3^- > NH_4^+ > Na^+ > Mg^{2+} > HCO_3^- > SO_4^{2-} > C_2O_4^{2-}$. Both of rainwater and dustfall samples were observed significant correlations, indicating biomass burning influence in the chemical composition of samples. Also were observed correlations between NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} e NH_4^+ that can indicate influence of agricultural activities, fertilizes use, rural sewage and limestone exploration. Results of PM daily concentrations have indicated a high seasonality, with mean of $13 \mu g m^{-3}$ in the wet season, and $22.8 \mu g m^{-3}$ in the dry season for $PM_{2.5}$. For $PM_{2.5-10}$ concentrations, results were 25.6 and $55.8 \mu g m^{-3}$ during wet and dry season. Black carbon concentrations have varied between 0.61 and $17.8 \mu g m^{-3}$, and 0.05 and 4.47 for $PM_{2.5}$ and $PM_{2.5-10}$, where about 80% was from $PM_{2.5}$. Utilizing chemical mass balance from receptor models, has verified that biomass burning is responsible for 30% of $PM_{2.5}$ composition, and the dust soil is responsible for 34% of $PM_{2.5-10}$ composition. These concentrations have indicated that there are two realities, being one during wet season due lower concentrations of $PM_{2.5}$ and $PM_{2.5-10}$, agreement with OMS guidelines. Other reality occur during dry season when concentrations can be higher than $150 \mu g m^{-3}$. Low rainwater concentrations indicate that Cuiabá City, being a continental area, has not been impacted with the acid rain phenomenon, and possibility a discussion about rainwater domestic uses. Results also show that this kind of simultaneous sampler (rainwater, inhalable particulate matter and dustfall) present advantage to represent all specter of size aerosols. One of benefits offered by the dustfall sampled method is its efficiency, furthermore its low costs in measuring allows the sampling in regions it is not possible to acquire automatic sampler.

Key – words: Rainwater chemical composition; dustfall; inhalable particulate matter; biomass burning.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema da distribuição de tamanho do aerossol atmosférico. Fonte: Ynoue, 2004).	21
Figura 2 - Mapa de localização da área de estudo.....	32
Figura 3 - Desmatamento anual (km ² ano ⁻¹) na Amazônia Legal e a contribuição do estado de Mato Grosso, entre os anos de 1988 a 2009 – (a) se refere a média entre 1977 e 1988; (b) se refere a média entre 1993 e 1994. Fonte: Prodes (INPE, 2010).	37
Figura 4 - Número de focos de queimadas entre 1993 e 2009 na Amazônia Legal e a contribuição do Estado de Mato Grosso. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Embrapa/INPE, 2011).	37
Figura 5 - Número de focos de queimadas no Estado de Mato Grosso, entre os meses de junho e novembro de 1993 a 2009. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Embrapa/INPE, 2011).	38
Figura 6 - Desmatamento acumulado no estado de Mato Grosso por Bioma até o ano de 2007, com sua respectiva % de área desmatada. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Prodes/INPE, 2010).	39
Figura 7 - Área desmatada nos Biomas existentes no estado de Mato Grosso até o ano de 2007. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Prodes/INPE, 2010).	40
Figura 8 - Atividades agropecuárias desenvolvidas nos municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Acoriza, Jangada, Nossa Senhora do Livramento, Poconé, Barão de Melgaço, Santo Antônio de Leverger, Campo Verde, Chapada dos Guimarães, Nobres e Rosário Oeste no ano de 2009.	42
Figura 9 – Altimetria e disposição das unidades geomorfológicas no entorno da área urbana de Cuiabá. Elaboração: Rodrigo Marques (2011).	46
Figura 10 – Fotos do coletor de água de chuva e deposição seca passiva (<i>dustfall</i>), Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, em Cuiabá-MT.	52
Figura 11 – Diagrama de operação do impactador virtual do Amostrador Dicotômico (EPA, 1999)	57
Figura 12 – Curva de calibração para correção do Fluxo Total para os períodos entre Janeiro e Abril de 2008 e 2009.	58
Figura 13 – Curva de calibração para correção do Fluxo Grosso para os períodos entre Janeiro e Abril de 2008 e 2009	58
Figura 14 – Curva de calibração para correção do Fluxo Total para os períodos entre Maio e Agosto de 2008 e 2009.	59

Figura 15 – Curva de calibração para correção do Fluxo Grosso para os períodos entre Maio e Agosto de 2008 e 2009.....	59
Figura 16 – Curva de calibração para correção do Fluxo Total para os períodos entre Setembro e Dezembro de 2008 e 2009	59
Figura 17 – Curva de calibração para correção do Fluxo Grosso para os períodos entre Setembro e Dezembro de 2008 e 2009.	60
Figura 18 - Detalhes dos instrumentos usados no procedimento para preparo dos filtros para análise por fluorescências de raios X.....	62
Figura 19 - Foto do carrossel para colocação dos filtros já instalado no equipamento para análise.	62
Figura 20 - Variabilidade mensal de temperatura média, umidade relativa, mínima absoluta e máxima absoluta, com base nos dados do CPTEC entre 2006 e 2009.....	64
Figura 21 - Anomalia de precipitação do Campus da UFMT em relação a média histórica verificada na estação meteorológica do INMET em Cuiabá-MT (INMET 1961-1990)...	64
Figura 22 - Distribuição mensal da precipitação (mm) nos municípios de Cuiabá, Rondonópolis, Cáceres, Nova Xavantina, São José do Rio Claro e Matupá, nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009. Fonte: Dados da UFMT em Cuiabá, e INMET para as demais cidades.....	66
Figura 23 – Balanço de carga massa para amostras de água de chuva em Cuiabá-MT, entre fevereiro de 2006 e novembro de 2009	68
Figura 24 – Comparação entre a condutividade medida e calculada das amostras de água de chuva em Cuiabá-MT, entre fevereiro de 2006 e novembro de 2009.....	68
Figura 25 – Variação dos valores de pH e condutividade elétrica para amostras de águas de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre 20/02/2006 a 21/11/2009.....	69
Figura 26 – Volumes de chuva precipitados e amostrados no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 e novembro/2009	70
Figura 27 - Histograma dos valores de pH em amostras de águas de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 a novembro/2009.....	72
Figura 28 - Histograma da variação da condutividade elétrica nas amostras de água de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 a novembro/2009.....	72
Figura 29 - Balanço iônico das amostras de deposição seca em Cuiabá-MT, nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009.....	75

Figura 30 - Comparação entre a condutividade medida e calculada das amostras de deposição seca em Cuiabá-MT, nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009.....	75
Figura 31 - Histograma dos valores de pH das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.....	76
Figura 32 – Histograma dos valores de condutividade elétrica das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.	76
Figura 33 – Variação dos valores de pH (A), condutividade elétrica (B), taxa de deposição dos Ânions (C) e taxa de deposição dos Cátions (D) das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009	77
Figura 34 – Número de focos de queimadas pelo satélite NOAA (INPE, 2010), durante o período de coleta de deposição seca, no Estado de Mato Grosso (A), cidades do entorno de Cuiabá (B) e em Cuiabá (C), e a distribuição da precipitação (mm) no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009durante a amostragem de deposição seca.....	79
Figura 35 – Mapa com a localização dos focos de calor obtidas pelo satélite NOAA 15 (MODIS/RapidResponse NASA GSFC – INPE, 2010) para o período de amostragem de deposição passiva em 2006 (A), 2007 (B), 2008 (C) e 2009 (D).	80
Figura 36 – Variação da taxa iônica de deposição diária (sem incluir o íon bicarbonato) das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.....	80
Figura 37 – Contribuição (%) das espécies iônicas determinadas (exceto o bicarbonato) na taxa de deposição total das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.	83
Figura 38 – Variação das concentrações de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.....	86
Figura 39 – Variação das concentrações de black carbon (BC) nas frações de $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$ para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.....	86

Figura 40 - Variação das concentrações mensais de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.....	87
Figura 41 - Variação das concentrações mensais de black carbon (BC) nas frações de $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$ para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.....	87
Figura 42 - Efeitos das queimadas no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães em Setembro/2007. A) visão de Cuiabá durante a estação chuvosa; B) visão durante queimada intensa em Setembro/2007. Autora: Amanda Dias, 2007.	88
Figura 43 - Balanço químico de massa para o $MP_{2,5-10}$ e $MP_{2,5}$ amostrado em Cuiabá com amostragem de 24 horas na estação chuvosa entre Janeiro/2008 a Novembro/2009 .	88
Figura 44 - Balanço químico de massa para o $MP_{2,5-10}$ e $MP_{2,5}$ amostrado em Cuiabá com amostragem de 24 horas na estação seca entre Janeiro/2008 a Novembro/2009.....	88
Figura 45 - Variação da concentração diurna/noturna para $PM_{2,5}$ (A e B, respectivamente) e suas respectivas concentrações de BC (C e D, respectivamente), para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre os anos de 2008 e 2009.	94
Figura 46 – Variação da concentração diurna/noturna para $PM_{2,5-10}$ (A e B, respectivamente) e suas respectivas concentrações de BC (C e D, respectivamente), para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre os anos de 2008 e 2009	94
Figura 47 - Balanço químico de massa para o perfil diurno do $MP_{2,5-10}$ (lado esquerdo) e $MP_{2,5}$ (lado direito) coletado em Cuiabá com amostragem de 12 horas em Janeiro/Fevereiro, Junho/Julho e Setembro dos anos de 2008 e 2009.....	95
Figura 48 - Balanço químico de massa para o perfil noturno do $MP_{2,5-10}$ (lado esquerdo) e $MP_{2,5}$ (lado direito) coletado em Cuiabá com amostragem de 12 horas em Janeiro/Fevereiro, Junho/Julho e Setembro dos anos de 2008 e 2009.....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões diários e anuais de MP2,5 e MP10 adotados pelo Brasil (CONAMA), pela Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos (EPA) e os recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS)	26
Tabela 2 - Variação populacional (Censo 2000 e 2010), frota veicular (2006 a 2009) e lenha (10^3 m ³) da cidade de Cuiabá e dos municípios no seu entorno, e sua % em relação a população e frota veicular do Estado de Mato Grosso.....	34
Tabela 3 - Variação do rebanho bovino, suíno e avícola (103 cabeças) na cidade de Cuiabá e seu entorno entre os anos de 2006 a 2009 e sua representatividade no Estado de Mato Grosso.....	43
Tabela 4 - Produção de Calcário para produção de corretivos de solos, brita e cimento (10^3 toneladas) em Cuiabá, Nobres e Rosário Oeste entre 2006 e 2009).....	43
Tabela 5 - Produção (10^3 t) de soja, milho, algodão e cana na cidade de Cuiabá e no seu entorno entre os anos de 2006 a 2009.....	44
Tabela 6- Descrição estatística das concentrações em águas de chuva coletadas entre fevereiro de 2006 e novembro de 2009, no Campus da UFMT, em Cuiabá-MT. Também são apresentadas as MPV para a estação seca (maio a setembro) e estação chuvosa (outubro a abril) separadamente.	71
Tabela 7 - Análise de Correlação nas amostras de água de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 e novembro/2009 ($p < 0,05$).....	73
Tabela 8 - Comparação dos resultados da composição iônica de água de chuva de Cuiabá com de outras localidades	74
Tabela 9 - Análise descritiva (número de amostras - N; média; desvio padrão (DP); mediana; valores mínimos e máximos) dos valores de pH, condutividade elétrica e taxa de deposição dos íons nas amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.....	78
Tabela 10 - Taxa de deposição dos eventos de chuva coletados durante amostragem de deposição seca no Campus da UFMT em Cuiabá-MT.	81
Tabela 11 - Análise de correlação das espécies iônicas nas amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre os meses de Agosto e Setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.....	83
Tabela 12 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 24 horas de material	

particulado na fração do fino ($MP_{2,5}$) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 a Novembro/2009.....	89
Tabela 13 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 24 horas de material particulado na fração do grosso ($PM_{2,5-10}$) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 a Novembro/2009	90
Tabela 14 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 12 horas de material particulado na fração do fino ($MP_{2,5}$) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, em Janeiro, Julho e Setembro de 2008 e 2009	92
Tabela 15 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 12 horas de material particulado na fração do grosso ($MP_{2,5-10}$) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, em Janeiro, Julho e Setembro de 2008 e 2009	93

LISTA DE ABREVIATURAS

AB	Alta da Bolívia
ASAS	Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul
BC	<i>Black Carbon</i>
Ca^{2+}	Íon Cálcio
Cl^-	Íon Cloreto
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.
CH_4	Metano
CO	Monóxido de Carbono.
$\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$	Íon Oxalato
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
COS	Sulfeto de Carbonila
COV	Compostos Orgânicos Voláteis.
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos.
CS_2	Dissulfeto de Carbono
DETRAN-MT	Departamento Estadual de Trânsito de Mato Grosso
DMS ou CH_3SCH_3	Dimetilsulfeto
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
EDX	<i>Energy Dispersive X-ray Fluorescence</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
F^-	Íon Fluoreto
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.
H^+	Íon Hidrogênio
H_2CO_3	Ácido carbônico
HCO_3^-	Íon bicarbonato
HNO_2	Ácido Nitroso
HNO_3	Ácido Nítrico
H_2S	Sulfeto de hidrogênio
H_2SO_3	Ácido Sulfuroso
H_2SO_4	Ácido Sulfúrico
IAG	Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas.
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
IPDU	Instituto de Planejamento e Desenvolvimento Urbano de Cuiabá

JBN	Jato em Baixos Níveis
K ⁺	Íon Potássio
LI	Linha de Instabilidade
MASTER	Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais
Mg ²⁺	Íon Magnésio
MP _{2,5}	Fração Fina do Material Particulado Inalável
MP _{2,5-10}	Fração Grossa do Material Particulado Inalável
MP ₁₀	Material Particulado Inalável.
N	Norte
Na ⁺	Íon Sódio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon amônio
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de Amônia
NMHC	Hidrocarbonetos não metânicos
NO	Monóxido de Nitrogênio.
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio.
NO ₃ ⁻	Íon Nitrato
NO _x	Óxidos de Nitrogênio.
NW	Noroeste
O ₃	Ozônio.
OH	Radical hidroxila
OMS	Organização Mundial de Saúde.
PIN	Programa de Integração Nacional
PNQA	Padrões Nacionais de Qualidade do Ar.
PO ₄ ⁻	Íon Fosfato
PRONAR	Programa Nacional de Qualidade do Ar.
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.
PTS	Partículas Totais em Suspensão.
SE	Sudeste
SEMA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso
SEPLAN-MT	Secretaria Estadual de Planejamento e Coordenação Geral
SO ₂	Dióxido de Enxofre.
SO ₄ ²⁻	Íon Sulfato
USP	Universidade de São Paulo
WMO	<i>World Meteorological Organization</i>
ZCAS	Zona de Convergência do Atlântico Sul
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

1. INTRODUÇÃO

Desde o surgimento do Homem, aparece também uma fonte emissora de poluentes para a atmosfera, podendo-se mencionar as fogueiras e queimadas realizadas pelas civilizações antigas, mas que teve o seu auge, sobretudo após o invento da máquina a vapor. Depois deste feito, constatou-se que as emissões de gases poluentes aumentaram muito, tanto que a poluição atmosférica começou a ser tratada como questão de saúde pública. Neste momento verifica-se como o homem é capaz de intervir no meio natural, alterando inclusive a composição atmosférica local. Os estudos sobre a acidez das chuvas estão mais concentrados, principalmente, nas regiões com alto grau de industrialização, onde se observa um efeito mais visível do resultado da interferência humana sobre o ambiente. Quando se trata dos estudos sobre material particulado inalável, verifica-se também que há uma preocupação maior nas regiões metropolitanas, onde se constata um elevado número de veículos automotores circulando, e conseqüentemente queimando combustíveis fósseis, além de grandes quantidades de poluentes na forma de material particulado emitidas nos parques industriais.

Ao discutir a relação do homem com o ambiente, pode-se refletir sobre um processo de causa e efeito direto, onde o homem interfere na dinâmica da natureza, e esta alteração pode provocar algum desequilíbrio e retornar sobre a própria sociedade com efeitos negativos (Mendonça, 2000). Assim, a poluição atmosférica causou frequentes chuvas com elevada acidez, o que causou danos às florestas na Europa, bem como boa parte da vida lacustre na Suécia e Noruega na década de 70. Outro grave problema é que a população que respira um ar com substâncias tóxicas, pode apresentar sérios prejuízos à sua saúde, principalmente dos idosos e crianças. Desde o início do século passado, as pesquisas na área da saúde se voltaram a analisar a relação entre poluição atmosférica oriunda de automóveis e indústrias com o aumento nas taxas de morbidade e mortalidade nos habitantes dos países ricos, e por este motivo, pouco se estudou os efeitos da queima de biomassa na saúde humana. No entanto, a queima de biomassa é a principal fonte de energia doméstica nos países em desenvolvimento. Nas últimas décadas o aumento dos focos de queimadas em vários pontos de florestas tropicais do mundo, e a Amazônia Legal é responsável pela maioria dos focos brasileiros (onde o Mato Grosso foi o principal contribuinte na última década – INPE, 2010), foram sempre relacionados com o desmatamento, entretanto, poucos estudos se voltam sobre quais as conseqüências para a população que habita estas áreas. Com o avanço da fronteira agrícola sobre a Amazônia Legal, a queimada é o principal método de limpeza das áreas, sobretudo devido ao seu baixo custo, mesmo que pese suas conseqüências para a própria sociedade, solos, fauna e flora. Como resultado deste avanço, estudos realizados em 1995 mediram concentrações de

MP₁₀ em Alta Floresta (no norte de Mato Grosso) que atingiram 600 µg m⁻³ (Andreae et al., 2002), valor mais elevado que o mínimo para se declarar nível de Emergência, conforme resolução CONAMA nº 03/1990. Obviamente que havia outro contexto, uma vez que este período é anterior a MP166/96, marco legal para que a área de reserva legal passasse a ser 80% em florestas na Amazônia Legal, uma vez que até esta medida provisória a reserva legal em ambiente de floresta amazônica era 50%. Assim, ampliar ou reduzir a área de reserva legal significa ampliar ou reduzir áreas passíveis de desmate (corte raso) e de ocupação com atividades de agropecuária.

Em Cuiabá-MT (capital do Mato Grosso) há poucos estudos que relacionem a emissão de poluentes atmosféricos provenientes das queimadas, veículos automotores e indústrias com a composição das chuvas e com o material particulado inalável existente.

Desta maneira, o trabalho apresenta a seguinte seqüência: uma revisão da bibliográfica sobre a questão da poluição atmosférica, circulação atmosférica, acidificação das chuvas, deposição seca e material particulado inalável para situar o leitor sobre as questões conceituais abordadas no trabalho. Depois, é apresentada a caracterização da área de estudo, abordando as características físicas e humanas mais relevantes para o tema estudado. Na seqüência tem-se a metodologia e as técnicas utilizadas em todas as etapas da execução do trabalho. São discutidos os resultados encontrados para cada técnica utilizada, com a indicação dos possíveis fatores que influenciaram nos resultados obtidos. Por fim, se encontram as considerações finais do trabalho e as propostas decorrentes destas conclusões, bem como as referências utilizadas

2. OBJETIVOS

Este trabalho teve por objetivo estudar a variação na composição de águas de chuvas, deposição seca e material particulado inalável no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT e identificar as fontes que podem influenciar essa distribuição.

Assim, foi necessário analisar sua variabilidade temporal, verificando a influência das queimadas locais e regionais nas características físico-químicas das águas de chuva, deposição seca e do material particulado inalável, além da influência da precipitação nos resultados. Com o diagnóstico dos fatores que podem influenciar nos resultados obtidos propor quais políticas públicas podem ser adotadas pelo Estado.

3. REVISÃO CONCEITUAL

Atualmente, a tendência é que cada vez mais a população se concentre nas cidades. Assim, são nas cidades, que Monteiro (2003, p.10) afirma ser “o local da mais efetiva interação entre o Homem e a Natureza”. A consolidação das edificações, de parques industriais, do uso de veículos automotores e queima de combustíveis fósseis e biomassa, cria uma situação peculiar na atmosfera da cidade. Os efeitos podem ser sentidos rapidamente, seja pela formação de ilha de calor em função da retirada da vegetação para ceder lugar a prédios e pavimentos asfálticos e de concreto; seja pelas enchentes urbanas, pois as chuvas torrenciais encontram uma superfície impermeável, e as águas não podendo infiltrar-se no solo, acabam por inundar grandes áreas urbanas, sobretudo as mais baixas (onde geralmente se encontram as populações mais carentes), seja pela qualidade do ar respirado pela população, uma vez que sua má qualidade pode causar diversas ocorrências hospitalares. Um centro urbano possui em sua atmosfera um sistema complexo formado por gases e partículas poluentes com concentrações maiores que as existentes naturalmente na atmosfera, oriundas de emissores fixos ou móveis, ou formados por meio de reações químicas na própria atmosfera. As emissões dos poluentes para a atmosfera são conseqüências tanto dos automóveis e indústrias quanto das queimadas urbanas. Para Matias (1999), não se pode negar a favorável contribuição dos automóveis para a sociedade, entretanto, é muito claro que eles não trouxeram apenas benefícios.

Todas estas ações humanas podem retornar para a própria sociedade e provocar vários danos à saúde, afinal o homem acaba por respirar um ar com concentrações de gases não adequadas. Também pode resultar em danos ambientais, como é o caso das chuvas ácidas, quando gases poluentes (sobretudo os óxidos de nitrogênio e de enxofre) se combinam com o vapor d'água da atmosfera e se precipita, o que pode afetar os corpos d'água, a vegetação, o solo e também as edificações metálicas (que podem sofrer com corrosão). A preocupação com a situação do clima urbano se faz necessária, pois o homem aumenta a cada ano sua capacidade de interferência na interação da superfície-atmosfera, e assim, tem-se constatado uma relação de causa-efeito, onde as mudanças provocadas pelo homem têm retornado sobre a própria sociedade com conseqüências negativas (Mendonça, 2000).

2.1. Poluição Atmosférica

A poluição atmosférica começou a ser tratada como um problema de saúde pública após a revolução industrial quando se iniciou o atual sistema urbano. Este processo teve início com a invenção da máquina a vapor, quando o homem conseguiu obter energia mecânica para mover peças e máquinas sem o auxílio da força animal, e propiciou o desenvolvimento da técnica industrial inicialmente na Inglaterra (século XVIII), e posteriormente em outros países europeus (já no século XIX). Assim durante o capitalismo

industrial, o uso indiscriminado dessa nova técnica através da queima de grandes quantidades de carvão, lenha e óleo combustível desenvolveram uma atmosfera altamente carregada de fuligem e compostos de enxofre nos centros industriais. As emissões de poluentes para a atmosfera podem ser de origem antropogênicas, como são os casos das indústrias, veículos automotores, termelétricas, queimadas; ou naturais, como as emissões vulcânicas e os processos microbiológicos. O contato com esta atmosfera carregada de fuligens e compostos de enxofre era altamente nocivo ao sistema respiratório das pessoas, bem como à saúde em geral daquelas pessoas que estavam expostas a estes poluentes.

Conforme sua origem, os poluentes são classificados em primários quando emitidos diretamente da fonte ou secundários quando se formam, sobretudo a partir de reações fotoquímicas entre os poluentes primários.

Considerando seus efeitos, hoje para se quantificar o nível de poluição do ar, levam-se em conta os perigos que estes poluentes podem oferecer para as plantas, corpos d'água, e também a fauna, e não somente os malefícios oferecidos à saúde humana, pois em alguns casos, determinado tipo de vegetal pode ser mais vulnerável a certas quantidades de poluentes do que próprio homem. Os principais poluentes do ar estão o dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$), ozônio (O_3), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos (hidrocarbonetos, aldeídos, etc), além de material particulado inalável (MP) que incluem as partículas grossas ($\text{MP}_{2,5-10}$) e finas ($\text{MP}_{2,5}$) (Seinfeld & Pandis 2006; Cheremisinoff, 2002). Estes poluentes são causadores de vários problemas para a saúde humana como irritação e infecção respiratória, falta de ar, alteração da defesa imunológica, náusea, dores de cabeça, doenças nos rins e prejuízos neurológicos (chumbo), câncer, além de danos ao pulmão, coração e cérebro. Estudos mostram que o aumento ou a queda das concentrações de poluentes no ar e material particulado inalável tem sido associada ao aumento ou queda de morbidade (Marcilio e Gouveia, 2007; Mar et al., 2000; Saldiva et al, 1995; Saldiva et al., 1994).

As maiores fontes antrópicas de emissão de poluentes para a atmosfera são as atividades ligadas à queima de combustível fóssil (minas carvão, indústria do petróleo, geração de energia, automóveis, aviação) fontes industriais, queima de biomassa e atividades relacionadas a agropecuária. Wallace & Hobbs (2006) ao apontar as emissões naturais e antropogênicas dos gases traços para a atmosfera descrevem que as atividades ligadas à queima de combustível fóssil foram responsáveis por $75 \text{ Tg(S)} \text{ ano}^{-1}$ no ano de 2000, enquanto que as emissões naturais foram estimadas em $42,5 \text{ Tg(S)} \text{ ano}^{-1}$. Os sistemas de geração de energia também foram os principais responsáveis pelas emissões antrópicas de NO_x , respondendo por $22 \text{ Tg(N)} \text{ ano}^{-1}$ dos $30,5 \text{ Tg(N)} \text{ ano}^{-1}$ (em emissões de nitrogênio – N) do total de emissão antropogênica deste poluente, enquanto que a emissão natural foi estimada em $13,5 \text{ Tg(N)} \text{ ano}^{-1}$. Para a emissão de NH_3 as emissões relacionadas

com atividades agrícolas (fertilizantes, resíduos de animais) responderam por 28,4 Tg(N) ano⁻¹ das 30,4 Tg (N) ano⁻¹ antrópicas, e as emissões naturais foram estimadas em 14,6 Tg(N) ano⁻¹. Para as emissões de CH₄, cerca de 160 Tg(CH₄) ano⁻¹ são emitidas naturalmente e 360 Tg(CH₄) ano⁻¹ devido ação humana, sendo os processos de fermentação entérica, queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa, cultivo de arroz, e esgoto doméstico e de rebanhos as principais fontes. O N₂O tem suas principais emissões antropogênicas relacionadas a atividades agropecuárias, como o preparo e o cultivo dos solos, gado e confinamentos, além de queima de biomassa que juntas respondem por 5,2 Tg(N) ano⁻¹ sendo o total das emissões antropogênicas estimadas em 5,7 Tg(N) ano⁻¹ contra 9 Tg(N) ano⁻¹ das emissões naturais. Os hidrocarbonetos menos o metano (NMHC) foram emitidos, principalmente por fontes naturais, responsáveis por cerca de 450 Tg(C) ano⁻¹, as emissões antrópicas foram estimadas em 110 Tg(C) ano⁻¹ oriundas da geração de energia elétrica e queima de biomassa. Por fim as emissões de CO antrópico foram estimadas em 1000 Tg(C) ano⁻¹, sendo metade da emissão oriunda dos sistemas de geração de energia e a outra metade de queima de biomassa (Wallace & Hobbs, 2006).

Para Menz e Seip (2004), dois episódios marcaram o início dos esforços atuais para que a poluição do ar fosse tratada como um problema de saúde pública. O primeiro ocorreu em Donora, na Pensilvânia – EUA, quando uma nuvem de fumaça tomou a cidade, causando a morte de 20 pessoas, e provocando doenças e hospitalizações de cerca de 7 mil pessoas (sendo que a população da cidade somava cerca de 14 mil habitantes). O episódio de Donora resultou na primeira lei significativa tanto federal como estadual para o controle da poluição do ar nos EUA. O outro evento ocorreu quando uma imensa nuvem de fumaça (oriunda das chaminés residenciais e da frota de automóveis a diesel) tomou a cidade de Londres em dezembro de 1952 (início do inverno), o que causou a morte de mais de 4 mil pessoas na semana seguinte ao acontecido, onde se registrou uma concentração de SO₂ de 3.510 µg m⁻³, quando o limite atual da EPA é de uma média diária de 365 µg m⁻³, e média anual de 80 µg m⁻³ (Lora, 2002).

Desde o século IX se registram em Londres, problemas respiratórios causados pela queima não eficiente do carvão para o aquecimento, além de que no final do século XIX, se registraram mortes em excesso nesta mesma cidade associadas a períodos de intenso *smog* e situações de poluição extrema. Além destes eventos, um vazamento de metil-isocianato em uma fábrica de pesticidas na cidade de Bophal – Índia, em 1984, provocou a morte de cerca de 2.500 pessoas (Lora, 2002).. Outro fator sério são os problemas ambientais no Leste Europeu e Rússia (principalmente em função de indústrias com tecnologia defasada). Estima-se que mais de 100 milhões de russos habitem áreas onde o nível dos poluentes atmosféricos seja de 5 a 10 vezes maiores que os permitidos pela

legislação local. Valores entre 400 e 800 $\mu\text{g m}^{-3}$ foram registrados em algumas cidades da República Tcheca, no ano de 1993 (Lora, 2002).

Para as emissões globais de enxofre, Stern (2005) verifica que de maneira geral está havendo um rápido declínio nas emissões, sobretudo devido ao avanço tecnológico que propiciou um melhor aproveitamento dos recursos minerais (o carvão mineral, por exemplo) sem emitir os poluentes pré-existentes. Entretanto, atualmente o leste e o sul da Ásia têm chamado à atenção, pois devido ao rápido crescimento econômico, e frágeis leis ambientais, tem registrado um aumento na emissão dos gases de enxofre para a atmosfera (Stern, 2005).

As graves consequências que a poluição do ar pode trazer para a humanidade levaram vários chefes de estado a assinarem o Protocolo de Kyoto em 1997, com o compromisso de reduzir gradualmente a emissão de gases estufa para a atmosfera até 2012, e com o objetivo de amenizar os efeitos da interação clima-ambiente-saúde humana. Entretanto, embora se observem os padrões sugeridos para o controle de emissão (Lora, 2002), a condução do Protocolo através dos créditos de carbono e a sua não adesão pelos países mais poluentes (como os Estados Unidos), indica que ele vem sendo utilizado como instrumento para justificar a industrialização do hemisfério norte, afinal estes países podem pagar aos países mais pobres para que adotem mecanismos de produção de energia limpa. Em contrapartida, os países ricos podem continuar emitindo poluentes para atmosfera na mesma taxa às quais emitiam desde que paguem os “créditos de carbono” para um país que não excedeu sua cota. Em resumo, podem pagar para consumir mais.

Os países da União Européia assinaram em 1999 o Protocolo de Gotemburgo, que entrou em vigor no ano de 2005. Este protocolo estabelece cota para emissões de poluentes dos países-membros, propondo uma política regional para a redução da acidificação, da eutrofização e do ozônio troposférico. Os países europeus foram os que mais sofreram consequências da poluição atmosférica, em função dos poluentes emitidos por alguns países causarem consequências a locais distantes da fonte emissora. A principal consequência foi à ocorrência de chuvas ácidas que castigaram desde os lagos escandinavos, até as florestas temperadas, trazendo graves problemas ambientais para países como a Alemanha, Polônia, Noruega, Suécia, República Tcheca, entre outros. Os valores-limite de emissões nacionais foram definidos com o objetivo de atender de maneira geral aos objetivos ambientais constantes no artigo 5º do Protocolo de Gotemburgo. Assim, se espera uma redução da eutrofização do solo, de modo que a superfície comunitária com nutrientes nitrogenados superiores às cargas críticas, reduza 30% em relação à situação do ano de 1990 (EU, 2001).

3.2. Ciclos biogeoquímicos e ciclagem de nutrientes

Os ciclos biogeoquímicos se constituem no mais importante mecanismo de ciclagem de nutrientes entre a superfície e atmosfera (Seinfeld & Pandis, 2006). Uma vez lançados na atmosfera, os compostos podem sofrer reações e acabam sendo removidos. Os processos de remoção podem ser via deposição úmida quando os gases ou partículas sólidas ou líquidas são removidas da atmosfera pela precipitação. Quando a remoção é via deposição seca, estas partículas alcançaram peso suficiente para vencer a resistência do ar e acabam por se depositar sobre as superfícies. Os processos de remoção via deposição seca embora seja menos eficiente que a via úmida, é um processo permanente e assim muito importante para a ciclagem dos nutrientes, responsável por 20% da remoção atmosférica (Wallace & Hobbs, 2006).

Neste contexto, os ciclos do carbono, nitrogênio e enxofre são importantes na ciclagem dos nutrientes.

Considerando o ciclo do carbono, o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4) são os principais componentes, sendo também importantes reguladores do efeito estufa. O metano é emitido principalmente pelo escape de gás natural, ou decomposição anaeróbica de matéria orgânica. Entretanto pode ser emitido de forma antropogênica, através da criação de gado ou cultivo de arroz, além de lagos de usinas hidrelétricas. Possui tempo de residência de cerca de 9 anos na atmosfera, e sua remoção se dá pela reação de oxidação descrita abaixo:

O CO_2 é oriundo do processo de respiração, resultante da conversão de energia, sendo posteriormente absorvido pelas plantas durante a fotossíntese:

Entretanto, em contato com a água o CO_2 é facilmente dissolvido formando o ácido carbônico, um ácido fraco e instável, mas que devido a ele as chuvas apresentam naturalmente um pH levemente ácido, em torno de 5,6, sendo considerada chuva ácida quando os valores são inferiores a 5,6.

Assim, o aumento da concentração de CO_2 atmosférico causa um equilíbrio no CO_2 dissolvido, fazendo com que haja a dissociação do ácido carbônico em íons bicarbonato e hidrogênio. Bem como o posterior enriquecimento de íons H^+ provoca a mudança do equilíbrio entre os íons bicarbonato e carbonato, conforme mostrado a seguir:

Outro composto muito importante na ciclagem de nutrientes é o nitrogênio, sendo este o elemento mais abundante na atmosfera com 78%. O N_2 é fixado nas plantas na forma de N_2O devido atividade microbiana, sendo posteriormente devolvido para a atmosfera durante processo de queima de biomassa na forma de N_2 , NH_3 , N_2O e NO_x ($NO + NO_2$). As principais fontes emissoras de nitrogênio as emissões biogênicas (NH_3 , N_2O e NO_x), decomposição de proteína e uréia animal (NH_3), queima de biomassa e combustíveis fósseis (NO_x , NH_3 , N_2), e relâmpagos (NO_x). Enquanto que os sumidouros são basicamente os processos de remoção úmida (NH_3 como NH_4^+ , e NO_x como NO_3^-) e via deposição seca (NO_x e NH_3). A amônia tem uma função muito importante na atmosfera, pois desempenha um papel de agente neutralizador de espécies ácidas, como por exemplo, o ácido sulfúrico, formando sua forma de sulfato, conforme mostrado abaixo (Seinfeld & Pandis, 2006):

Um terceiro ciclo importante para ciclagem dos nutrientes atmosféricos é o do enxofre, sendo que estas espécies se encontram em estado reduzido na atmosfera. Os principais compostos são o H_2S , DMS (dimetilsulfeto, CH_3SCH_3), COS (sulfeto de carbonila) e CS_2 (dissulfeto de carbono). Suas principais fontes são emissões biogênicas de reações nos solos, plantas, áreas alagadas, oceanos e vulcões. Nos oceanos, as reações biogênicas oriundas do fitoplâncton emitem DMS, COS e CS_2 . Assim, ao entrarem em contato com uma atmosfera rica em oxigênio, sofrem oxidação para SO_2 , e parte (65%) é oxidado novamente para SO_4^{2-} (o restante é removido por deposição seca). Com exceção do COS (pouco reativo e que leva cerca de 2 anos para ser removido), os outros compostos sofrem rápida oxidação pelo radical hidroxila (OH), possuindo tempo de residência de poucos dias a uma semana. Observando a sequência de reações abaixo, verifica-se que o H_2S sofre reações até ser oxidado para SO_2 , que por sua vez pode ser oxidado para SO_3 , até que por fim, este último é oxidado (reações abaixo) para H_2SO_4 (ácido sulfúrico), um dos mais impactantes no fenômeno de chuvas ácidas.

3.3. Sistemas Atmosféricos

Os processos de remoção sofrem interferência direta da caracterização climática local, uma vez que a caracterização das estações secas e chuvosas podem se relacionar com as concentrações nas amostras de deposição ou particulado. Ao se referir a Cuiabá, que apresenta duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa, é importante conhecer quais os sistemas que interagem fornecendo tais características.

Sua localização no centro geodésico da América do Sul faz com que sofra influência de sistemas que atuam na Amazônia, mas também de sistemas extratropicais, como é o caso das frentes.

Um importante sistema em altos níveis é a Alta da Bolívia (AB), resultado da intensa liberação de calor latente na região Amazônica durante o verão, e que tem como resposta em baixos níveis uma região de convergência de ar e baixa pressão, a Baixa do Chaco (BC) (Alves, 2009). Estações chuvosas menos intensas têm sido associadas com o posicionamento mais a oeste da AB. No inverno, a AB se desloca em direção ao norte, devido ao avanço do Anticlone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) no interior do continente sul americano, sendo este sistema caracterizado por apresentar forte subsidência, impedindo a formação de nuvens e consequente precipitação, promovendo longos períodos secos durante o inverno no Centro-Oeste brasileiro.

Caracterizando a estação chuvosa, tem-se a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) que apresenta dois aspectos importantes, é facilmente identificada nas imagens de satélites por apresentar uma banda de nebulosidade com sentido NW/SE desde a Amazônia até o Sudeste brasileiro (podendo atingir o oceano Atlântico), e está associada a uma convergência e escoamento de umidade em baixos níveis (Carvalho e Jones, 2007). Resulta da convergência de umidade da região Amazônica, apresentando jatos subtropicais com cavados semi-estacionários a leste. Também pode apresentar atuação intensificada quando frentes frias avançam na direção norte durante o verão até sua posição climatológica. Outro fator importante é a ocorrência de jatos de baixos níveis (JBN), que são correntes de vento com velocidades máximas próximo a 2 km de altitude, a leste da cordilheira dos Andes, cuja direção canaliza os ventos e colabora no transporte de umidade da Amazônia para o Sul e Sudeste (Marengo et al., 2007). Estas características indicam aspectos de instabilidade atmosférica, com turbulência vertical e mistura de ar, favorecendo a dispersão dos poluentes. Outro fator importante para a precipitação é a ocorrência de Complexos Convectivos de Mesoescala, aglomerados de nuvens cúmulo-nimbus, apresentando um formato circular, responsável por grande parte da precipitação nos trópicos e latitudes médias (Silva Dias et al., 2007).

Caracterizando a estação seca, o ASAS pode sofrer algumas interferências de sistemas frontais que podem adentrar no continente, assim, os períodos secos por ser

amenizados pela entrada das frentes que aumentam a umidade relativa do ar e são responsáveis pelos eventos de precipitação, proporcionando um pouco de conforto térmico ao período quente e seco que predomina entre maio e setembro (Maitelli, 1994). Estes sistemas se formam em altas latitudes, resultante da área de contato entre duas massas de ar com características diferentes (Cavalcanti e Kousky, 2007), gerando uma superfície de descontinuidade, seja térmica, barométrica, anemométrica, higrométrica, entre outras. Durante este período mais seco, e em função das características físicas dos sistemas atuantes, constitui-se um período de estabilidade atmosférica, com pouca turbulência vertical e inversões térmicas constantes, fatores que dificultam a mistura do ar e dispersão dos poluentes.

2.2. Acidez na chuva

Ocorre chuva ácida quando as concentrações de alguns gases presentes nas precipitações estão muito superiores às encontradas naturalmente, o que causa uma diminuição do pH para níveis fora do normal para chuvas. A formação de chuvas ácidas é uma consequência grave que a poluição atmosférica provoca no ambiente, e pode ser produzida tanto de fontes naturais (emissão de fumaça vulcânica, por exemplo) ou artificiais (emissões provenientes de indústrias ou automóveis, por exemplo). Os primeiros estudos sobre os efeitos da chuva ácida foram elaborados pelo químico inglês Robert Angus Smith, quando em 1872 se impressionou ao observar como as peças metálicas que ficavam expostas ao ar livre se oxidavam e deterioravam com muita rapidez. Publicou como resultado de suas pesquisas o livro “Ar e chuva: fundamentos de uma climatologia química”, uma obra que foi desprezada na época, e permaneceu esquecida aproximadamente por um século.

Naturalmente existe na atmosfera o ácido carbônico (H_2CO_3 , conforme equação 4), que é fraco, e a chuva tem seu pH natural em torno de 5,6 (Seinfeld & Pandis, 2006; Menz & Seip, 2004). Entretanto Galloway et al. (1982) verificou que não se deve generalizar este valor, pois encontrou chuvas com valores ácidos em áreas remotas, indicando que naturalmente pode haver fatores que diminuem o pH das chuvas, como os ácidos orgânicos.

Os poluentes que agravam a poluição da chuva tornando-a ainda mais ácida são os óxidos de enxofre (SO_2 e SO_3) e os óxidos de nitrogênio (N_2O , NO e NO_2). O SO_2 pode ter origem natural ou artificial. O de origem natural provém de erupções vulcânicas e também da decomposição de animais e vegetais quando o H_2S (gás sulfídrico) liberado se transforma em SO_2 . O dióxido de enxofre artificial é obtido na queima do carvão mineral e dos derivados de petróleo. Quando se queima o carvão ou quando os derivados de petróleo – combustíveis – são queimados (em motores de automóveis, caminhões, aviões, etc.) o enxofre se oxida formando o SO_2 , sendo emitido também por metalúrgicas que realizam

ustulações de sulfetos metálicos. Quando ocorre a reação deste gás (SO_2) com a água da chuva, forma-se o ácido sulfuroso (H_2SO_3), que é um ácido fraco. Entretanto se este gás se transformar primeiramente em SO_3 (resultado da reação com o oxigênio) e depois reagir com a água, resultará em ácido sulfúrico (H_2SO_4), importante causador da acidez da chuva.

Reações semelhantes ocorrem com os óxidos de nitrogênio (NO_x), produzidos a partir da decomposição de animais e vegetais pelas bactérias existente no solo. Também são produzidos pela ação dos raios durante tempestades. Na atmosfera o monóxido de nitrogênio (NO) se oxida facilmente para NO_2 (Uno et al, 1996), afinal apenas 10% do volume total de NO_x emitido para atmosfera é composto por NO_2 . Quando esses óxidos de nitrogênio são oxidados e dissolvidos em na fase líquida da atmosfera, formam o ácido nitroso (HNO_2), que é um ácido fraco, e o ácido nítrico (HNO_3), um ácido forte.

Em regiões industrializadas e com grande número de automóveis, o ar se carrega com gases de ácido sulfúrico e nítrico, que são despejados no solo pela chuva, originando o fenômeno de chuva ácida, que tecnicamente se trata de qualquer chuva com pH menor de 5,6 (WMO, 2004; Peden 1986). Embora Galloway (1982) tenha identificado que em lugares remotos pode ocorrer chuvas com pH 5,0 ocasionadas por fatores naturais. Em regiões como os Estados Unidos e a Suécia, o pH das chuvas se encontra com valores entre 4 e 5. Metade das florestas alemãs foi destruída pela ação das chuvas ácidas e a acidificação dos lagos da Suécia e Noruega – que destruiu boa parte da vida aquática lacustre – foram provocadas pela alta acidez das águas pluviais (Drew, 2002).

3.4. A acidificação das chuvas no mundo

Vários estudos têm sido realizados em diferentes pontos do mundo, e em todos os continentes, entretanto o que se verifica é que eles se concentram em áreas que já sofreram grande processo de industrialização, ou em áreas que atualmente apresentam grande crescimento industrial. Assim, há trabalhos realizados na Ásia (He et al., 2011; Budhavant et al., 2011; Al-Khashman, 2009; Chudaeva et al., 2006; Han e Liu, 2006; Oseki et al., 2006, Kulshrestha et al., 2005; Rastogi e Sarin, 2005; Tang et al., 2005; Xie et al., 2004), Europa (Celle-Jeanton et al, 2009; Sienkiewicz et al., 2006; Menz e Seip, 2004), na América do Norte (Báez et al., 2006; Chestnut e Mills, 2005; Menz e Seip, 2004).

Tang et al. (2005), realizou seus estudos na cidade de Pequim – China, onde coletou 53 amostras de água de chuva durante o ano de 2003. Seus resultados de pH variam entre valores mínimos próximos a 4,5 e máximos de 7,5, indicando que apenas 9% das amostras eram ácidas ($\text{pH} < 5,6$). Entretanto, os valores médios encontrados foram menores que o encontrado em 1981 (6,48 em 2003 contra 6,68 em 1981), podendo indicar como a ação humana tem interferido na composição atmosférica, lembrando o intenso processo de industrialização que este país tem passado desde a década de 1980. Ao comparar com

dados de Xangai (importante pólo industrial chinês), o estudo verifica que esta cidade apresenta maiores concentrações dos aerossóis e valores mais ácidos no pH das chuvas do que Pequim. Os principais responsáveis pela neutralização da acidez da chuva na capital chinesa foram o amônio (NH_4^+), além de provavelmente o bicarbonato em função dos valores de pH, enquanto que os poucos eventos ácidos ocorridos se deveu as concentrações de sulfato (SO_4^{2-}), o nitrato (NO_3^-) e o material particulado inalável (MP_{10}).

Han e Liu (2006) realizaram sua pesquisa na cidade de Guiyang (capital da Província de Guizhou, no sudoeste da China), situada em uma região que tem experimentado um forte crescimento econômico nas duas últimas décadas, inclusive com aumento considerável no consumo de energia elétrica (produzido por usinas termelétricas a carvão), desde o final da década de 1970 apresentava propensão à ocorrência de chuvas ácidas. Neste estudo, foram coletadas 22 amostras entre janeiro de 1999 e outubro de 2001. Os valores de pH variam entre 3,55 e 6,83, entretanto 19 das 22 amostras apresentaram valores menores de 5,6, com média de 4,53. A maioria das amostras com valores de pH abaixo que 5,6 apresentaram a presença de ácido sulfúrico (H_2SO_4) natural, ácidos orgânicos fracos, ou emissões antropogênicas de ácido sulfúrico (H_2SO_4) ou ácido nítrico (HNO_3).

Xie et al. (2004) simulou a ação das chuvas ácidas sobre o cimento da construção civil. Para os testes submeteu os corpos de prova (feitos com cimento) a soluções ácidas (ajustadas com HNO_3) com pH de 5,6 e 3,5 (que representavam a acidez média das chuvas na cidade de Guiyang entre 1982 e 1988) para um período de 90 dias, e com pH de 1,0 para um período de 66 dias. Em seus resultados, considerando o dano causado pelas soluções acidificadas ao concreto, verificou ser mais apropriada a construção de edifícios utilizando materiais não-metálicos e cimento com escória nas áreas da China onde há exposição à chuva ácida severa.

Kulshrestha et al. (2005) realizou uma revisão dos dados disponíveis sobre a composição das chuvas na Índia, considerando as áreas rurais, suburbanas, urbanas e industriais, além de propor uma espacialização das concentrações de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+) e sulfato (SO_4^{2-}). De maneira geral os valores médios do pH das chuvas foram acima de 6,0 em todas as áreas (rurais, suburbanas, urbanas e industriais), tendo apenas sido verificados valores mais ácidos em áreas vicinais a usinas termelétricas a carvão (pH de 4,8). Verificou-se que a poeira do solo funciona como agente neutralizador da acidez, uma vez que corroborava para o aumento dos valores do pH e cálcio (Ca^{2+}) no sentido NW. A concentração de sulfato (SO_4^{2-}) aumentou das áreas rurais e suburbanas para as urbanas e industriais, enquanto que a concentração do amônio é menor na zona rural do que em qualquer outra área. Entretanto, os autores alertam que poucos trabalhos foram desenvolvidos nas áreas mais sensíveis à acidificação das chuvas.

Na região semi-árida de Ahmedabad (noroeste da Índia), Rastogi e Sarin (2005) realizaram um estudo de três anos (2000-2002) na composição das chuvas. Foi constatado que a água das chuvas apresenta uma característica mais alcalina na natureza, pois apresentaram uma variação no pH de 5,2 a 8,2, com média de 6,7. A acidez da água da chuva é neutralizada em sua maior parte pelo cálcio (Ca^{2+}) visto que o amônio (NH_4^+) neutraliza menos e o magnésio (Mg^{2+}) neutraliza de maneira insignificante. Para a variação da composição iônica das chuvas, pode-se verificar que a poeira do solo contribui com aproximadamente 50%, as atividades antropogênicas e os sais marinhos contribuem com cerca de 25% cada.

No extremo sudeste da Rússia, a composição química da água de chuva é controlada pelos sais marinhos, material terrestre, e emissões vulcânicas (área vulcânica das ilhas Kurilas) e antropogênicas. Chudaeva et al. (2006) realizou um estudo nesta área, onde coletou amostras de água de chuva em Primorye (porção sul do litoral leste da Rússia) e áreas próximas a Vladivostok; na cidade de Uzhno-Sakhalinsk, ao sul das Ilhas Sakalinas, onde a influência do oceano é forte; e nas ilhas Kurilas (Kunashir, Iturup e Paramushir) onde não há interferência antropogênica, mas as erupções vulcânicas e os oceanos contribuem para as emissões atmosféricas. As amostras coletadas apresentaram baixo teor de minerais e o pH geralmente não era maior que 6. Em Primorye e nas Ilhas Sakalinas, as emissões antropogênicas de gás carbônico (CO_2) e dióxido de enxofre (SO_2) juntamente com as partículas de poeiras continentais parecem ser as responsáveis pelo cloreto (Cl^-) não ser o ânion majoritário na maioria das amostras. Ao contrário das Ilhas Kurilas, onde este ânion é o predominante (em função de não haver interferências antropogênicas). Nas ilhas Kurilas, a concentração encontrada de alguns elementos traços (que existem em pequenas quantidades) foram bem elevadas, o que demonstra a intensa atividade vulcânica da região. Também foi constatado que entre 80 e 90% do sulfato (SO_4^{2-}) existente na água de chuva das cidades de Vladivostok e Uzhno-Sakhalinsk é de origem antropogênica e vulcânica, enquanto que nas ilhas Kurilas, 74% do sulfato (SO_4^{2-}) existente é de contribuição vulcânica.

No Japão, Oseki et al. (2006) realizou um trabalho que envolveu uma rede de coleta em nove pontos da costa oeste da Ilha do Japão (de norte a sul). Neste estudo, se pode verificar como se dá o transporte de longa distância dos poluentes ácidos que acabam por atravessar todo o mar do Japão. A amostragem compreendeu o período de Julho/2000 a Junho/2001. Os valores de pH encontrados variaram de 4,30 a 6,40. Constatou-se que as contribuições dos ventos e correntes de jato de noroeste foram muito importantes para o transporte dos grupos de poluentes ácidos (ácido sulfúrico e sulfato de amônia) e alcalinos (íons de cálcio e amônio). Okuda et al. (2005) estudou os efeitos dos gases vulcânicos originários da ilha de Miyake, na composição da chuva na região metropolitana de Tóquio (situado à cerca de 150 km ao norte da ilha). Foi comparada a composição das chuvas sob

efeitos dos gases vulcânicos entre Setembro/2000 a Agosto/2001, com a composição durante um período normal entre Setembro/1990 a Agosto/2000. Quando comparado à quantidade de dióxido de enxofre (SO_2) de origem antropogênica emitido na região metropolitana de Tóquio por ano, durante o período normal (09/1990 a 08/2000), verificou-se que essa quantidade significava apenas 0,15% das emissões vulcânicas de SO_2 registradas na ilha Miyake no período estudado (09/2000 a 08/2001). O pico máximo da concentração de SO_2 atmosférico foi registrado após a primeira grande erupção em Miyake, que ocorreu em 18 de Agosto de 2000. O pH das chuvas variou entre 3,9 e 4,4 durante o dia de maior concentração de SO_2 registrado (17/09/2000), e entre 4,3 a 4,6 durante um dia com concentração normal de SO_2 (23/10/200).

Para Sienkiewicz et al. (2006) os lagos existentes nos Sudetos (área na fronteira entre a Polônia, República Tcheca e Alemanha) sofreram mudanças nos seus ecossistemas em função da acidez da água das chuvas. Esta região, também conhecida como “Triângulo Negro”, a poluição atmosférica é uma questão importante em função do desenvolvimento industrial, sobretudo por causa do uso da queima do carvão mineral para a produção de energia elétrica durante as últimas décadas. Como resultado da queima indiscriminada, já havia sido constatada a ocorrência de chuvas com pH entre 2,75 e 3,70 na região das Karkonosze (cadeia de montanhas localizada nos Sudetos). O fenômeno da chuva ácida afeta a região desde as décadas de 1970 e 1980, sobretudo devido ao aumento na concentração de enxofre e nitrato atmosférico. Entretanto, mesmo com novas técnicas que reduziram a emissão de poluentes para a atmosfera na última década, ainda não foi constatada uma tendência de recuperação na diversidade de espécies destes lagos (Sienkiewicz et al., 2006).

Menz e Seip (2004) discutem a evolução da ciência e das políticas públicas para controlar a chuva ácida na Europa e nos Estados Unidos durante as últimas décadas. As chuvas ácidas tomaram maior inserção no meio científico no final da década de 1960, devido aos efeitos causados à integridade dos ecossistemas. Tanto nos EUA e na Europa, o fator que motivou a regulação do controle de SO_2 foi o interesse pela saúde pública local, pois os danos provocados aos ecossistemas naturais receberam menores ou nenhuma atenção pelas autoridades governamentais. As primeiras medidas para o controle da acidez das chuvas e emissão de SO_2 foram superadas pelo aumento das fontes emissoras de poluentes, inclusive foi constatado com o passar do tempo que o SO_2 era transportado por longas distâncias. Assim, os autores apontam que houve mais deposição ácida em regiões localizadas no destino dos ventos originários das fontes emissoras de poluição. Nos EUA, as emissões de SO_2 diminuíram 40% entre 1980 e 1999, e na Europa a redução foi de 65%. As emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) reduziram cerca de 30% na Europa entre 1990 e

2001, enquanto que nos EUA elas permaneceram estáveis. Os episódios de Donora e Londres foram fundamentais para o início das atuais políticas para redução das emissões.

O trabalho desenvolvido por Chestnut e Mills (2005) procurou mostrar os benefícios e custos do Programa de Chuva Ácida dos EUA (US acid rain program), principalmente no que se refere a influência das usinas termelétricas nas emissões de SO_2 e NO_x . Foram estimados os benefícios para a saúde humana e para o meio ambiente através de recentes projeções de emissões de SO_2 e NO_x . Para estes autores, o programa com Título IV do 1990 *Clean Air Act Amendments*, também conhecido como Programa de chuva ácida dos EUA (ou *US acid rain program*) conseguiu reduzir as emissões de dióxido de enxofre e dos óxidos de nitrogênio, considerados os componentes que mais contribuem para a formação de chuvas ácidas, pois em reação na atmosfera e com a água podem formar os ácidos sulfúrico e nítrico, principais acidificadores das precipitações.

Segundo Chestnut e Mills (2005), como efeito deste programa, a previsão para a emissão de SO_2 para a atmosfera pela queima de combustível fóssil nas usinas termelétricas em 2010 seria de 9,3 milhões de toneladas, 8 milhões de toneladas a menos do que o emitido em 1980, que foi de 17,3 milhões. Caso as medidas para redução na emissão não fossem adotadas, a perspectiva de emissão seria de 17,3 milhões, ou seja, a mesma quantidade emitida 30 anos antes. Em relação à emissão de NO_x , em 1990 eram emitidos cerca de 6,7 milhões de toneladas, e em 2010 se projetaram emissões de 5 milhões de toneladas. Esta mudança se deveu basicamente à mudança do carvão utilizado para a queima, passando a utilizar um carvão de baixa concentração de enxofre, além de instalarem controles para redução de emissões durante a queima do carvão nas usinas. É importante ressaltar que a troca pelo carvão com baixo teor de enxofre não se deveu somente a preocupações ambientais, mas principalmente devido à situação das rodovias que propiciaram um transporte mais barato deste tipo de carvão da Bacia do Rio Pó (situada entre os estados de Dakota do Sul, Dakota do Norte, Montana, Nebraska e Wyoming) principalmente para as usinas localizadas no meio oeste dos Estados Unidos, conforme Chestnut e Mills (2005).

Al-Khashman (2009) estudou a composição das águas das chuvas na região de Ghore El-Safi (oeste), quando coletou amostras entre Outubro/2006 a Maio/2007. Foi constatado que o pH das amostras variou de 4,8 a 8,2, com influência de fontes locais de solo. Os valores elevados de pH se deveram sobretudo à existência de poeira do solo na atmosfera, sendo que as partículas de poeira possuíam uma grande fração de sua composição constituída de calcita (carbonato de cálcio – CaCO_3). Os fatores que mais influenciaram na composição das chuvas foram as fontes locais antropogênicas como atividades agrícolas e combustão de produtos.

No México, Báez et al. (2006) monitorou a composição da água da chuva na Cidade do México (entre 1994 e 2000) e em Rancho Viejo (entre 1994 a 1999) que fica a cerca de 80 Km a sudoeste da capital mexicana. Os resultados encontrados mostraram que a concentração de nitrato e sulfato foi menor em Rancho Viejo do que na Cidade do México, que também registrou os valores de pH mais ácidos, entre 4,71 e 5,43. O fato da água da chuva apresentar valores mais alcalinos em Rancho Viejo se deve a existência de uma extensa floresta de pinheiros e a partículas alcalinas do solo, que são transportadas pelos ventos. Foi constatado um declínio na concentração de sulfato (SO_4^{2-}) na água das chuvas da Cidade do México, devido à diminuição das emissões de dióxido de enxofre (SO_2) de seu parque industrial, bem como pela redução do enxofre existente no óleo diesel. Os controles estratégicos realizados em 1986, 1989, 1991 e 1993, implicaram na substituição do combustível com 2% de enxofre, por um óleo diesel industrial com 1% de enxofre em 1997. O resultado do monitoramento do SO_2 atmosférico entre 2000 e 2006 mostrou que sua concentração está abaixo do estabelecido pelos padrões da qualidade do ar, que são de 0,13 ppm (parte por milhão) por hora, e de 0,03 ppm anualmente.

Başak e Alagha (2004) estudaram a composição da água da chuva sobre o lago Büyükçekmece, no subúrbio (aproximadamente a 30 Km) de Istambul, capital da Turquia. O lago é uma importante fonte de água potável para o abastecimento de Istambul, que conta com cerca de 10 milhões de habitantes. Foram instalados dois pontos de coleta próximos ao lago, que coletaram amostras entre Outubro/2001 e Julho/2002, totalizando 79 amostras nas duas estações. O pH das amostras variou entre 3,30 e 7,76, com média volumétrica de 4,81, abaixo de 5,6 (considerado neutro para água de chuva). Isto se deve a região de Büyükçekmece utilizar carvão e óleo combustível para o aquecimento, entretanto durante este estudo, estava em curso um projeto para o uso de uma rede de gás natural nesta área, o que poderia diminuir as emissões de óxidos de enxofre e nitrogênio. Outro fator importante é que as concentrações de potenciais agentes neutralizantes (como Ca^{2+} NH_4^+) são baixas quando comparadas com outras áreas do Mediterrâneo.

3.5. A acidificação das chuvas no Brasil

No Brasil encontramos estudos em áreas metropolitanas de São Paulo (Leal et. al., 2004; Fornaro et al., 2006; Fornaro et. al., 2003), Rio de Janeiro (De Mello, 2001), Salvador (Campos et. al., 1998), Rio Grande – RS (Mirlean et al., 2000), onde se constata a predominância de valores médios ácidos nas chuvas destes locais. Em áreas de florestas, os estudos na região do Lago Calado – Amazonas (Willians et al., 1997), Balbina-AM (Pauliquevis et al. 2007), e nas cidades mais importantes do Amazonas além de Boa Vista (Honório et al., 2010). No Parque Nacional do Itatiaia (De Mello e Almeida, 2004) constatou-se valores médios levemente ácidos, o que indica a influência do vento como agente

transportador de poluentes. Flues et. al (2003) estudou a influência de usinas termelétricas a carvão em Figueira – PR, Cunha et al. (2009) monitorou por mais de uma década a acidez da água da chuva em Passo Fundo. Na região Centro Oeste, encontra-se o trabalho de Moreira-Nordemann et. al. (1997) na cidade de Campo Grande – MS, e de Marques et. al (2006) na cidade de Cuiabá – MT.

O estudo de Leal et. al. (2004) se baseou no monitoramento da composição das chuvas na região central da cidade de São Paulo (região mais industrializada do Brasil) durante o período de março/2002 a fevereiro/2003. Além do pH e da condutividade, também foram analisados os ânions e cátions majoritários. Os resultados obtidos indicaram que 55% das amostras eram ácidas ($\text{pH} < 5,6$), sendo uma amostra com valor de pH inferior a 4,0. Outro dado importante foi à ação da NH_3 (amônia) como agente neutralizador da acidez da chuva, ou seja, em fase aquosa neutraliza o íon hidrogênio livre (H^+), formando o íon amônio (NH_4^+), além de elevadas concentrações observadas em algumas regiões. As emissões dos veículos automotores continuam sendo um grave problema ambiental, em função da observação dos ácidos carboxílicos, mas também pelos teores elevados de NO_3^- (nitrato).

Fornaro e Gutz (2006) compararam campanhas de amostragens realizadas entre 1983 e 2003 na Área Metropolitana de São Paulo onde constatou-se que desde 1995 não tem-se registrados pH muito ácidos, muito provavelmente devido ao declínio das concentrações de SO_2 enxofre na atmosfera, e também devido ao aumento de NH_3 na atmosfera, o que pode contribuir para a neutralização da acidez das chuvas. Também se verificou que os íons acetato e formiato também podem colaborar na acidificação das chuvas (Fornaro e Gutz, 2003).

De Mello (2001) realizou um estudo sobre a composição da água da chuva na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, e encontrou valores de pH que variaram de 3,50 a 6,85. Seu trabalho também apontou a presença de sais nos aerossóis dominantes, como os Cl^- e Na^+ , sobretudo devido a influência do oceano. Também encontrou significativas correlações entre os teores de NO_3^- e a concentração de íons de H^+ . Também constatou que cerca de 85% do nitrogênio inorgânico (NH_4^+ , e NO_3^-) é de origem antropogênica. Além disto, observou-se que as maiores concentrações dos poluentes foram encontradas na estação seca, o que indica como o volume de precipitação auxilia na diluição dos poluentes atmosféricos.

Em Salvador, Campos et al. (1998) comparou a composição da água da chuva utilizando um coletor somente para deposição úmida (era aberto somente no momento da precipitação) com o da deposição total (o coletor permanecia sempre aberto, coletando além da precipitação, os sedimentos que se depositavam sobre ele). Por se tratar de um local litorâneo, observou-se a elevada concentração de Cl^- e Na^+ . Verificou-se também que o spray marinho serve para neutralizar a acidez das chuvas, uma vez que os valores de pH

nas amostras de deposição total eram superiores aos da deposição úmida, com média ponderada do pH de 5,51.

Na região Sul do Brasil, Mirlean et. al. (2000) estudou a origem da acidificação das chuvas na cidade de Rio Grande – RS, uma região urbana e industrial. Neste trabalho, foi feito o parcelamento da amostra de chuva em 4 partes, desta maneira foi possível diferenciar as características físico-químicas durante o mesmo evento chuvoso. O pH apresentou valores que variaram entre 3,6 e 7,8, sendo que as primeiras parcelas da chuva foram as que geralmente apresentaram os valores mais ácidos (mais baixos). A condutividade variou entre 4 a 39 $\mu\text{S cm}^{-1}$, mas foram encontrados valores de 394 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Conforme o valor do pH das parcelas posteriores aumentava, se verificou que havia uma diminuição da condutividade elétrica da parcela. Outro dado importante é que quando associado pH com a direção do vento, constatou-se que quando os ventos eram oriundos das áreas próximas ao parque industrial da cidade, o pH era mais ácido, indicando que a poluição atmosférica emitida pelas indústrias tem influência na composição das chuvas em Rio Grande.

Em regiões de florestas, Willians et. al. (1997) verificou que no Lago Calado, situado a 80 Km sentido oeste de Manaus – AM, a média volumétrica do pH foi de 4,8, e as atividades de queima de biomassa não apresentou influência significativa na composição da atmosfera, tendo em vista que a própria atmosfera que cobre a Amazônia Central possui uma boa capacidade de diluir os efeitos provocados pelos desmatamentos. Assim sendo, a acidez da água da chuva é atribuída primeiramente à presença dos ácidos orgânicos derivados das fontes oceânicas e biogênicas que parecem ser as determinantes mais fortes da composição solúvel das chuvas na Amazônia Central. Pauliquevis et al. (2007) verificou que os ácidos orgânicos são os responsáveis pela acidez da chuva na região de Balbina-AM, bem como que a composição da chuva é controlada por emissões biogênicas.

No Parque Nacional do Itatiaia, situado na divisa dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, De Mello e Almeida (2004) realizaram coletas entre janeiro/1999 a janeiro/2000 em dois pontos distintos do parque, sendo um a 820 metros de altitude (sede do Parque) e outro no platô do Maciço do Itatiaia, a 2240 metros. Os valores de pH encontrados variaram de 4,22 a 6,14, e a ocorrência abundante de sulfato, nitrato e amônia em áreas consideradas remotas (como é o caso do Parque Nacional do Itatiaia), sugere que estes poluentes sejam oriundos de emissões antropogênicas, que acabam sendo transportadas pelos ventos e afetam a composição da água da chuva.

Flues et. al. (2003) ao estudar a influência de uma usina termelétrica na cidade de Figueira – PR, encontrou valores de pH na água da chuva que variaram entre 3,9 e 6,4, com média volumétrica de 4,9, onde o sulfato (SO_4^{-2}) é o principal responsável pela acidificação das chuvas. Isto ocorre em virtude do carvão utilizado para queima possuir elevado teor de

enxofre, que é liberado durante a queima para a atmosfera, onde reage com a água formando o ácido sulfúrico (H_2SO_4). O grau de acidez não foi maior devido a neutralização feita pelo NH_4^+ e Ca^{2+} . Quando verificado a suscetibilidade do solo e da vegetação à deposição ácida, constatou-se que o solo e a vegetação de Figueira – PR apresenta sensibilidade, e que caso haja uma ação prolongada da água de chuva ácida, isto pode acarretar danos ao solo, causando queda de sua qualidade e fertilidade, além de poder prejudicar o desenvolvimento normal da vegetação.

Em Campo Grande, Moreira-Nordemann et. al. (1997) constatou que os teores mais elevados na água das chuvas são os de nitrato, sulfato, cloreto e amônio. Neste caso as queimadas parecem ser as grandes responsáveis pelos valores de nitrato, sulfato e amônio, enquanto que as carvoarias influenciaram nos resultados de cloreto. O valor mais baixo de pH encontrado foi de 4,81, e possivelmente as altas emissões de amônio colaboram na neutralização da acidez. Entretanto, é possível que os ácidos orgânicos regulem a acidificação das chuvas, pois o balanço iônico dos íons estudados não explica o valor encontrado para o pH.

Honório et al. (2010) realizou uma amostragem durante o ano de 2006 em seis cidades diferentes, abrangendo os estados do Amazonas e Roraima, tendo verificado que o rápido crescimento urbano de cidades como Manaus, onde se aumentou a queima de combustível fóssil, se constatou uma acidificação maior das chuvas (tendo sido encontrado valores inferiores a 4,0 em Itapiranga, Tabatinga e Manaus), embora tenha verificado também contribuição biogênica da floresta e também de queima de biomassa.

Marques et. al. (2006) avaliou o índice de acidez das chuvas em Cuiabá – MT, onde foram coletadas 43 amostras entre 21/09/2004 a 20/01/2005. Os valores de pH variaram entre 4,25 e 6,45, sendo que 29% eram menor que 5,0, 37,5% entre 5,0 e 5,59, 21% entre 5,60 e 6,00, e 12,5% acima de 6,01. A análise de correlação indicou uma correlação negativa de 0,97 entre os valores de pH e a concentração de nitrato. Quando comparado o valor do pH com o número de dias anteriores sem precipitação, verificou-se que a maioria das chuvas com valores ácidos ocorreu quando choveu no mesmo dia ou na véspera. Isto indica que os poluentes dispersos na atmosfera podem concorrer para neutralizar a acidez existente (como os bicarbonatos em função de existir exploração de calcário no entorno), entretanto, devido aos equipamentos disponíveis, foi possível apenas identificar e quantificar o íon nitrato (NO_3^-).

Cunha et al. (2009) pesquisou sobre a variação da acidez das chuvas na cidade de Passo Fundo (RS) entre 1992 e 2007, sendo uma das maiores séries registradas no Brasil. Em seus resultados, verificou que a incidência de chuvas em Passo Fundo ainda não apresenta acidez elevada, uma vez que a maior parte das amostras apresentaram pH acima de 5,6, embora tenha uma taxa de redução do pH de 0,02 unidades por ano. Outro ponto

levantado foi o de que as amostras com valores ligeiramente ácidos tiveram maior frequência no verão e na primavera.

3.6. Aerossóis e Material particulado inalável (MP₁₀)

Os aerossóis são minúsculas partículas líquidas ou sólidas dispersas na atmosfera que apresentam insignificante velocidade terminal de queda, e cujos tamanhos variam de 0,001 a 100 µm. Suas partículas podem ter origem natural ou antropogênica quando emitidas diretamente da fonte (aerossóis primários), mas também podem ser formadas na atmosfera (aerossóis secundários) através dos processos de conversão gás-partícula (Seinfeld e Pandis 2006; Wallace e Hobbs, 2006). Na figura 1 tem-se o esquema de distribuição do aerossol conforme sua formação.

Figura 1 – Esquema da distribuição de tamanho do aerossol atmosférico. Fonte: Ynoue, 2004).

Dentre a faixa de tamanho que compreende os aerossóis, tem crescido o interesse nos estudos sobre o efeito que o material particulado inalável (MP₁₀) existente na atmosfera

pode causar a saúde humana. Compreende-se por material particulado inalável partículas com tamanho inferior a 10 μm que ficam suspensas na atmosfera, sendo subdivididas em partículas finas (com tamanho de até 2,5 μm) e grossas (entre 2,5 até 10 μm), cuja composição dependerá das fontes emissoras. Sua emissão pode ser de origem antropogênica (queimadas, queima de combustíveis fósseis e atividades industriais, por exemplo), e pode provocar vários prejuízos à saúde como problemas respiratórios, baixa defesa imunológica, problemas cardíacos, renais, neurológicos além de poder provocar alterações nos cromossomos (Wei e Meng, 2006). Na cidade de Campo Grande, por exemplo, Kozerski e Hess (2006) estimaram que um único ônibus do transporte coletivo urbano (havia durante o estudo um total de 467 ônibus de transporte coletivo urbano municipal), pode emitir mensalmente entre 0,12 e 2,7 toneladas de material particulado, dependendo do tipo de combustível utilizado.

Nos EUA, os aerossóis ácidos (também existentes no material particulado inalável) foram suspeitos de ser um dos componentes tóxicos dos poluentes do ar que foram elencados como sendo responsáveis por elevar as taxas de mortalidade nos EUA e Canadá, entretanto esta evidência foi considerada inconclusa (Chestnut e Mills, 2005). Também foi levantado o risco sobre o potencial que as deposições ácidas possuem para movimentar as substâncias nocivas do solo, e respectivamente na cadeia alimentar humana. Kumar e Sarin (2009) estudaram a variação do material particulado inalável em uma região semi-árida do oeste da Índia, tendo encontrado valores que chegaram a 46 e 102 $\mu\text{g m}^{-3}$ da fração fina e grossa respectivamente, sendo o solo o responsável por até 80% da contribuição desta última fração, sendo que os carbonatos oriundos do solo tem um importante papel na neutralização das espécies ácidas. Yongjie et al. (2009) estudou as características dos aerossóis em uma região de *background* na China onde se verificou que além do solo como uma fonte importante de emissão, análise de trajetórias de massa de ar têm indicado que parte dos aerossóis podem ser emitidos por uma região do nordeste da Índia.

Andrade et al. (1994) verificou em uma campanha de amostragem durante o inverno de 1989 na cidade de São Paulo que as emissões industriais e as emissões oriundas de queima de combustível fóssil correspondiam a 13 e 41% respectivamente da composição deste particulado, enquanto que na fração grossa o solo correspondia a 59% enquanto que as emissões industriais respondiam por 19% da emissão.

Sánchez-Ccoyllo e Andrade (2002) verificaram que a incidência de sistemas frontais contribuiu para aumentar a ventilação e assim diminuir a concentração de material particulado inalável no inverno da cidade de São Paulo, e identificaram como fontes de emissão o tráfego veicular, a incineração e lixo, a vegetação, a ressuspensão do solo e a queima de óleo combustível. Miranda et al. (2010) e Andrade et al. (2010) avaliaram a concentração do particulado fino em seis capitais brasileiras, sendo São Paulo, Rio de

Janeiro, Belo Horizonte, Curitiba, Recife e Porto Alegre, constatando que o enxofre oriundo da queima de combustível fóssil e os elementos do solo são os principais contribuintes para a massa deste particulado.

Castanho (1999) realizou campanhas de amostragem de material particulado inalável (além de outros poluentes) na cidade de São Paulo, durante o inverno de 1997 e o verão de 1998, tendo por objetivo compreender melhor o funcionamento de uma atmosfera complexa como a existente em São Paulo. Verificou-se que nos períodos de maior estabilidade atmosférica, as concentrações foram mais elevadas, tendo inclusive ultrapassado o limite estabelecido pelo padrão nacional de qualidade do ar, tendo atingido valores superiores a $150 \mu\text{g m}^{-3}$.

No trabalho de Tresmondi (2003) podem-se observar níveis de material particulado inaláveis em Paulínia (importante pólo petroquímico), Campinas e Cosmópolis (no estado de São Paulo), amostrados entre março/2000 a julho/2002. Entretanto os valores medidos não ultrapassaram os níveis estabelecidos pela legislação vigente, mesmo sendo esta região um forte pólo petroquímico. Mas ressalta que cidades como Cubatão já excedeu o limite de $50 \mu\text{g m}^{-3}$ registrando $94 \mu\text{g m}^{-3}$ em 2001, indicando a importância de uma política pública voltada para a questão. Entretanto, a autora ressalta que os teores de material particulado inalável (MP_{10}) na região Central de Paulínia deveriam ser observados com mais cuidado, uma vez que é a área que apresenta maior potencial para ultrapassar o limite de concentração anual estabelecido, afinal foi registrada no ano de 2001 uma média de $44,1 \mu\text{g m}^{-3}$.

Torres e Martins (2005) constataram que os veículos automotores são os grandes responsáveis pelas altas quantidades de MP_{10} encontrado em Juiz de Fora – Minas Gerais, pois os picos de concentração foram encontrados justamente nos horários onde há maior circulação de automóveis, sobretudo por volta das 18:00 horas. Os resultados mostram médias diárias que variaram entre 15 e $130 \mu\text{g m}^{-3}$, sendo que mais da metade dos 89 dias amostrados apresentaram médias superiores a $50 \mu\text{g m}^{-3}$. A velocidade do vento também colabora para aumentar a concentração de maneira inversa, ou seja, quanto menor a velocidade, maior a concentração. Isto também se explica por se tratar de uma área localizada em fundo de vale, o que pode também dificultar a dispersão. Como Juiz de Fora recebe também um pesado fluxo de caminhões (que utilizam óleo diesel como combustível), a Via São Pedro teria a função de tirar do centro da cidade os veículos oriundos da MG-353 e em direção à BR-040, o que poderia reduzir a poluição atmosférica local.

Pauliquevis et al. (2007) estudaram a composição dos aerossóis na Amazônia Central brasileira e verificou que a contribuição biogênica para a massa do aerossol cai de 81% durante a estação chuvosa para 49% durante a estação seca, quando se constata a

ocorrência de queima de biomassa na região. A queima de biomassa respondeu por 38% da massa do particulado durante a estação chuvosa, e por 77% da massa na estação seca.

No estado de Mato Grosso, existem poucos estudos publicados sobre material particulado inalável. Os municípios de que se tem dados são Cuiabá e Alta Floresta (esta última no norte de Mato Grosso). O primeiro período de amostragem ocorreu na década de 1990, entre os anos de 1990-1998, tendo resultado nos trabalhos de Barbosa (2007), Almeida Filho (2006), Artaxo et al. (2005), Rebellato (2005), Maenhaut et al. (2002), Pinto (2001), Maenhaut et al. (1999), e Artaxo et al. (1993), sendo os trabalhos de Maenhaut et al. (2002) e Pinto (2001) estudaram a cidade de Alta Floresta. A importância destes trabalhos se deve ao período amostrado, pois Mato Grosso começa a sua inserção no agronegócio brasileiro, sendo que Cuiabá e Alta Floresta no período eram bem diferentes comparadas a década de 2000, principalmente no que concerne ao uso da queima de biomassa, bem como produção agrícola, pecuária, frota veicular, e no caso das proximidades de Cuiabá, é importante a exploração de calcário e produção de cimento que ocorre na Província Serrana (Serras Residuais do Alto Paraguai), cerca de 120 km de Cuiabá. Das amostragens realizadas na última década, além das contidas neste trabalho (entre 2008 e 2009), pode-se citar o trabalho de Marques et al. (2008) e Marques (2006) onde foram amostrados continuamente 60 dias na transição da estação seca e chuvosa do ano de 2006 (setembro-outubro), tendo encontrado concentrações de MP_{10} superiores a $160 \mu g m^{-3}$. Também pode-se mencionar Cavicchioli et al. (2010) que fez amostragens em várias cidades do estado durante a estação seca de 2009 para a fração fina do material particulado inalável ($MP_{2,5}$).

Barbosa (2007) estudou o período de julho de 1992 a dezembro de 1994, totalizando 141 amostras, sendo a concentração máxima medida de $97 \mu g m^{-3}$ para MP_{10} durante a estação seca. Também identificou que cerca de 67% da massa estava presente na fração grossa do particulado, sendo a ressuspensão do solo seu principal contribuinte, enquanto que na fração fina havia uma importante contribuição da queima de biomassa. Almeida Filho (2006) ressalta que as principais fontes existentes em Cuiabá são a ressuspensão de poeira do solo, queimadas e emissões biogênicas.

Artaxo et al. (2005) verificou as concentrações de PM_{10} em Alta Floresta entre 1992 e 2002, sendo que entre 1993 e 2000 se verificaram valores que ultrapassaram $300 \mu g m^{-3}$, atingindo $600 \mu g m^{-3}$ em 1995, sendo importante ressaltar que em 2001 as concentrações não atingiram $50 \mu g m^{-3}$. Entretanto a concentração em áreas amazônicas são marcadas pela sazonalidade, sendo que neste estudo que também abrangeu o estado de Rondônia (Reserva Ecológica do Rio Jaru), enquanto que na estação chuvosa a concentração era em torno de 10 a $15 \mu g m^{-3}$, na estação seca este valor supera facilmente $100 \mu g m^{-3}$. Rebellato (2005) estudou a variação de MP_{10} entre Dezembro/1992 a Março/1995. Neste período verificou que a quantidade de particulado fino é 4,5 vezes maior que o particulado grosso na

estação seca (meses de maio a setembro), bem como o maior número de atendimento hospitalar de crianças e idosos por problemas respiratórios. Também se constatou que os principais componentes do material particulado fino na estação seca e chuvosa são o enxofre, o potássio e o ferro, enquanto que no material particulado grosso predominam o potássio, o cálcio e o ferro para ambas as estações.

Maenhaut et al. (1999) avaliou dados entre julho/1992 e dezembro/1995 tendo encontrado a contribuição de 55% de produtos oriundos de queima na fração fina do material particulado, enquanto que as emissões do solo responderam por 75% da fração grossa. Artaxo et al. (1993) comparou medições realizadas entre a Serra do Navio (AP) e Cuiabá entre julho/1990 e abril/1992, sendo encontrado nesta última cidade concentrações superiores a $150 \mu\text{g m}^{-3}$ durante o período de queima de biomassa, sendo que os principais contribuintes para a composição do $\text{MP}_{2,5}$.

Maenhaut et al. (2002) realizou medições contínuas entre agosto/1996 e setembro/1998 na cidade de Alta Floresta no norte de Mato Grosso (área coberta originalmente por Floresta Amazônica), tendo encontrado concentrações de MP_{10} de $350 \mu\text{g m}^{-3}$ e $\text{MP}_{2,5}$ de $300 \mu\text{g m}^{-3}$ durante o período de queimada em 1998, sendo que neste ano foram desmatados mais de 5.000 Km^2 em Mato Grosso (Prodes – INPE, 2010). Neste trabalho o solo, a queima de biomassa e as emissões biogênicas também foram os principais contribuintes para a composição final do MP_{10} .

Pinto (2001) mediu a concentração de $\text{MP}_{2,5}$ entre Cuiabá e Alta Floresta para os anos de 1993 e 1994, tendo encontrado concentrações em Alta Floresta de $240 \mu\text{g m}^{-3}$ durante a estação seca, enquanto que em Cuiabá a máxima registrada foi de $80 \mu\text{g m}^{-3}$, ambas sob influência de queima de biomassa.

Andreae et al. (2002) realizou um monitoramento contínuo na cidade de Alta Floresta entre 1992 e 2000, encontrando concentrações de PM_{10} que atingiram $600 \mu\text{g m}^{-3}$ no ano de 1995, e dias com concentrações superiores a $500 \mu\text{g m}^{-3}$ nos anos de 1994 e 1993, estes resultados seriam suficientes para a emissão de avisos de emergência conforme a resolução CONAMA nº 03 de 28/06/90. Entre os anos de 1996 e 2000 se registraram concentrações acima de 200 e $300 \mu\text{g m}^{-3}$ onde deveriam ser emitidos avisos de atenção a população. Nestes casos a queima de biomassa foi a principal responsável pelo aumento das concentrações de PM_{10} .

Marques (2006) e Marques et al. (2008) realizaram medições durante o final da estação seca e início da estação chuvosa em Cuiabá no ano de 2006, entre setembro e outubro, sendo 60 dias de amostragem com 24 horas de duração, totalizando 60 amostras de fração fina ($\text{MP}_{2,5}$) e 60 na fração grossa ($\text{MP}_{2,5-10}$). Entretanto os resultados encontrados indicaram haver uma diferença estatística significativa entre os dados de setembro e outubro, uma vez que em setembro as concentrações chegaram a $161 \mu\text{g m}^{-3}$. Também

verificou a média para cada dia da semana, evidenciando o efeito dos finais de semana, onde as concentrações eram mais baixas em função provavelmente da não ressuspensão de poeira do solo provocada pelo atrito dos veículos.

Cavicchioli et al. (2010) realizou medições no ano de 2009 nas cidades Rondonópolis, Sorriso, Feliz Natal, Sinop, Juara, Guarantã do Norte e Cuiabá (eixo de influência da BR-163), e, embora tenha sido uma amostragem de curta duração e sem encontrar valores acima do recomendado pela legislação brasileira, constatou-se que cidades como Feliz Natal e Juara (características rurais, e com cerca de 11 mil e 33 mil habitantes respectivamente) apresentaram concentrações superiores a de Rondonópolis (terceira maior cidade do estado em população, com cerca de 181 mil habitantes), reforçando a importância da contribuição da queima de biomassa na composição do material particulado inalável, uma vez que nas cidades embora a queima de combustível fóssil nos motores emita este poluente, como a queima é mais eficiente, sua emissão se torna em menor quantidade do que a oriunda de queima de vegetação.

A Tabela 1 compara os padrões de qualidade para $MP_{2,5}$ e MP_{10} adotados pelo Brasil através da resolução CONAMA 03/1990 e os recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos da América (EPA).

Tabela 1 - Padrões diários e anuais de $MP_{2,5}$ e MP_{10} adotados pelo Brasil (CONAMA), pela Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos (EPA) e os recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS)

Padrão	Concentração ($\mu\text{g m}^{-3}$)	
	$MP_{2,5}$	MP_{10}
OMS - 24 hs	25	50
OMS – anual	10	20
CONAMA – 24 hs	-	150 ⁽¹⁾
CONAMA – anual	-	50
EPA – 24 hs	35	-
EPA – anual	15	150 ⁽¹⁾

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

Para a quantidade de material particulado inalável o CONAMA estabeleceu valores que indicam a situação da qualidade do ar em função da quantidade de particulado na atmosfera. O padrão internacional dos parâmetros que avaliam a qualidade do ar, no que se refere à quantidade que material particulado atmosférico é seguido por diversos órgãos ambientais no Brasil, destacando-se o trabalho realizado pela CETESB (2010). A Resolução

do CONAMA nº 03 de 28/06/90 estabelece as concentrações máximas ($\mu\text{g m}^{-3}$) de MP_{10} em 24 horas para que ocorram avisos à população, sendo: 250 para atenção, 420 para alerta e 500 para emergência.

3.7. Deposição Seca

A deposição seca é um importante processo de remoção de gases e aerossóis atmosféricos sobre a superfície terrestre na ausência de precipitação (Seinfeld & Pandis, 2006), e assim considerado um dos mais importantes mecanismos naturais para a ciclagem e dispersão de nutrientes e outras substâncias pela superfície, podendo influenciar nos processos biogeoquímicos continentais e costeiros. Embora seja um processo de remoção bem mais lento que a deposição úmida, trata-se de um processo de remoção constante e fundamental para a ciclagem dos nutrientes, sendo o processo de deposição seca responsável por até 20% da remoção das partículas atmosféricas (Wallace & Hobbs, 2006), onde as partículas com tamanho superior a 20 μm apresentam mais facilidade para se depositar por ação gravitacional (Seinfeld & Pandis, 2006).

Wang et al. (2010) estudou os processos de remoção via deposição seca em Minqin Oasis, na China, um área que tem passado por intensas mudanças no uso do solo nas últimas décadas. Os resultados indicaram que alguns metais encontrados como Pb, Cd, As e Cu são de origem antropogênica. Hai et al. (2008) estudou as características da deposição seca na Mongólia Interior, tendo observado influência das atividades agrícolas. Xia et al. (2008) ao estudar a deposição seca em Lanzhou (China) verificou que a queima de carvão é a principal fonte de emissão. Sami et al. (2006) estudou a deposição seca no vale de Quetta, no Paquistão, tendo encontrado concentrações consideráveis de chumbo nas amostras, tendo atribuído a interferência da frota veicular.

A deposição seca pode ser ácida ou alcalina dependendo da sua origem. A deposição seca é o material que existe suspenso na atmosfera, que maneira diferente se deposita sobre superfície secas e aquosas. Portanto, é comum que seus estudos estejam associados com a deposição úmida ou com a deposição total, onde se estuda a deposição seca misturada com a deposição úmida (Tasdemir e Günnes, 2006; Souza et al., 2006; Campos et al., 1998;).

Campos et al. (1998) verificou que na deposição total, as concentrações dos íons eram maiores do que quando analisada somente a deposição úmida. Outro ponto analisado foi que as médias volumétricas de pH e condutividade também eram maiores na deposição total, indicando que neste caso, a deposição seca ajuda a neutralizar um pouco da acidez existente. Como se trata da cidade de Salvador (uma área litorânea), o spray marinho (sobretudo contendo Na^+) pode concorrer para amenizar a acidez existente. De Souza et al. (2006) estudou o comportamento da deposição seca, úmida e total em Ilha Grande (litoral

do Rio de Janeiro). Constatou que a deposição seca tem grande relação com a condutividade elétrica, bem como com a concentração dos íons Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- , mostrando a influência do spray marinho na composição da deposição seca.

Tasdemir e Günnes (2006) estudaram a deposição seca de sulfeto em Bursa – Turquia, verificando a diferença em dois pontos, sendo um na cidade e outro em área suburbana (afastada a cerca de 20 Km do centro). Os resultados mostraram que o teor de SO_2 encontrado na cidade é muito maior do que no seu entorno e que sua origem está relacionada às técnicas para aquecimento, atividades industriais e também à queima de combustível fóssil que libera óxidos de enxofre (SO_x) para a atmosfera, e que contribui de maneira mais eficiente para a formação do material particulado grosso.

3.8. Queimadas e seus efeitos

Há um interesse muito grande em associar poluição atmosférica somente com emissões industriais ou emissões veiculares, sobretudo nos grandes centros urbanos (Arbex et. al., 2004), poucas pesquisas consideram a influência das queimadas (queima de biomassa) sobre a poluição urbana, e seus impactos na saúde humana. Considerando a região da Amazônia brasileira, durante a estação seca ocorrem muitos focos de queimadas, que acabam por se dispersar pela América do Sul, chegando a atingir uma área de 4-5 milhões de km^2 (Freitas et al., 2005). Neste caso, durante a queima também há formação e transporte de monóxido de carbono, sendo que áreas mais ao sul de Mato Grosso tiveram aumento de até 70% na concentração deste poluente em função do transporte da fumaça pelos ventos (Aires e Khirchhoff, 2001).

Há um interesse muito grande em associar poluição atmosférica somente apontam que estudos da OMS (Organização Mundial da Saúde) ressaltam que as pessoas submetidas a esta atmosfera insalubre (resultado da queima de biomassa, sobretudo nos países mais pobres) têm sofrido com problemas de infecção respiratória aguda, especialmente a pneumonia.

No Brasil, o avanço agrícola e pecuário sobre a Amazônia tem provocado um aumento crescente no desmatamento, onde se utilizam as queimadas como agente de desmate, inclusive devido aos baixos custos que elas demandam. Para as pequenas propriedades, as queimadas servem para preparar o solo para o plantio, pois além de limpar a área, propicia a fertilização do solo pelas cinzas (Cavalcante, 2001). No Mato Grosso, onde o avanço da fronteira agrícola tem se intensificado nas últimas décadas, faz com que o estado registre ano a ano, um grande número de focos de queimadas, sejam eles acidentais ou propositalis.

Em Cuiabá, um costume antigo, faz com que se queime vegetação e lixo urbano, principalmente na estação seca (Botelho et al., 2003). Mesmo com os números, poucas pesquisas procuram relacionar os efeitos das queimadas sobre a saúde da população local e qual a sua influência na composição da atmosfera. Um estudo realizado no estado do Amazonas por Williams et. al. (1997) não verificou uma influência significativa das queimadas na composição atmosférica, entretanto não foi objetivo relacionar as queimadas com a saúde humana. Freitas et al. (2005) apontam que as queimadas colaboram na formação do material particulado inalável, podendo ser transportado pelos ventos através de longas distâncias, e afetar inclusive áreas que não produzem queimadas.

Botelho et al. (2003) estudou as hospitalizações e internações provocadas por infecção respiratória aguda em crianças com menos de 5 anos no Pronto Socorro Municipal de Cuiabá, onde associou a influência das variáveis de temperatura, umidade relativa do ar e número de queimadas aos registros. O resultado encontrado mostrou que a maior parte dos atendimentos resultantes de infecção respiratória aguda ocorreu durante o período chuvoso, e não durante a estação seca, como se pensava. É importante ressaltar que embora a maior incidência seja no período chuvoso, os níveis de infecção são menores do que os registrados na estação seca, onde se registraram os quadros mais graves. Assim, a atmosfera poluída pelas emissões das queimadas, em conjunto com a baixa umidade relativa e temperaturas mais elevadas, geram um ar de má qualidade, e quando respirado pelas crianças, tendem a aumentar o grau da infecção respiratória aguda.

Assim sendo, o estudo da composição das chuvas, da deposição seca e o material particulado inalável constituem importantes ferramentas para a análise da poluição atmosférica. Isto porque são fatores que provocam uma consequência perceptível ao homem, podendo ser os danos causados por estes eventos à fauna, flora, corpos hídricos, solos, construções, e principalmente para a saúde humana. É importante reconhecer que atualmente já existem tecnologias que podem amenizar os efeitos da poluição do ar para o ambiente, e não se pode considerar que ela é uma resultante inevitável do desenvolvimento. Os países desenvolvidos foram os primeiros a sofrerem com este tipo de problema, em função, sobretudo do desenvolvimento e aperfeiçoamento industrial, e por isso procuram agora formular mecanismos que possibilitem um desenvolvimento contínuo, sem frear a economia, e que cause consequências mínimas para o ambiente. Entretanto os acordos e protocolos criados e assinados se mostram tímidos no eficiente combate da poluição. Principalmente no que se refere à China e também aos EUA, uma vez que a redução das emissões na visão destas potências econômicas, pode prejudicar sua economia.

4. ÁREA DE ESTUDO

3.1. Crescimento Urbano

Cuiabá (capital do Estado de Mato Grosso, Figura 2) é uma cidade com clima tropical semi-úmido (tipo Aw pela classificação de Koppen), cuja sede municipal que também é o centro geodésico da América do Sul se encontra nas coordenadas 15°36'49" LS e 56°04'06" LW. Localizada na Depressão Cuiabana, apresenta ao sul limite com a Planície do Pantanal, sendo circundada Província Serrana, Planalto e Chapada dos Guimarães e Planalto dos Alcantilados, onde se desenvolvem atividades econômicas como exploração mineral e atividades agropecuárias. Desde sua fundação em 1719, Cuiabá tem passado por grandes transformações, sobretudo a partir da década de 1970. Sua origem ligada ao garimpo aurífero, fez com que ao final do século XIX sua população fosse bem numerosa, entretanto, com o declínio e o esgotamento das jazidas, passou por um grande processo de estagnação, retomando forte crescimento, sobretudo nos últimos 40 anos (Moreno, 2005).

O processo de expansão urbana resultou na conurbação de Cuiabá com a cidade vizinha de Várzea Grande, que conta atualmente com uma população estimada em torno de 850 mil habitantes (IBGE, 2010), porém em 2000 sua população era de 698.644 habitantes. Em 2006 contava com uma frota veicular com aproximadamente 216 mil veículos automotores (SEPLAN, 2007). Também há um grande número de focos de queimadas urbanas, principalmente durante a seca, o que pode aumentar a concentração de gases e material sólido suspenso no ar, e conseqüentemente afetar a saúde de sua população.

Apresentou uma variação populacional de 20% entre 1991 e 2000 e uma taxa de crescimento de 2,04% ao ano, mas entre 1960 e 1991 sofreu uma variação populacional de 596%, passando de 50.860 para 402.813 habitantes (IPDU, 2004). A estrutura urbana de Cuiabá sofreu grandes mudanças após a década de 1970, em função do Programa de Integração Nacional (PIN) criado neste ano (Romancini, 2001). Assim, este projeto se preocupou na criação de estradas indispensáveis para a região, bem como promover uma política de estímulos para a formação de pólos agrícolas e industriais em Mato Grosso (criando-se projetos como o PROTERRA, PRODOESTE, PROBOR, POLOCENTRO e o POLAMAZÔNIA). Assim, na capital mato-grossense se instalaram representações de empresas colonizadoras, de planejamento e também de assessoria a projetos agropecuários. A aptidão para atividades agro-florestais do estado também promoveu a vinda de empresas de maquinarias e equipamentos agrícolas e madeireiras (Romancini, 2001).

Entretanto a rápida expansão urbana trouxe conseqüências negativas para a cidade, como as ocupações irregulares, expondo a população (sobretudo a mais pobre) a viver em áreas insalubres, sem assistência de serviços públicos como saneamento e saúde. Quanto

ao setor industrial, Cuiabá apresenta seu forte na construção civil, na transformação de minerais, na produção de produtos alimentares. Embora apresente indústrias ligadas à metalurgia, química e refino de petróleo (SEPLAN, 2010), estas são na sua maioria de pequeno porte, não caracterizando Cuiabá como um grande pólo industrial, com grandes emissões de poluentes atmosféricos de origem industrial.

O presente trabalho foi realizado no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, (15°36'40" LS e 56°01'33" LW) – região leste de Cuiabá, dentro da área urbana da cidade – Figura 2.

Figura 2 - Mapa de localização da área de estudo

3.2. Evolução Populacional e da Frota Veicular

Ao se analisar a evolução da frota veicular em Cuiabá, se verifica que entre 1994 e 2009, sua frota veicular passou de cerca de 70 mil veículos para mais de 250 mil veículos (Detran-MT, 2010), ou seja, mais que triplicou seu número neste período. Entre 2007 e 2009 houve um aumento de cerca de 50 mil veículos, o que significa que em três anos houve um acréscimo próximo a toda frota que circulava na cidade em 1994. Claro que quando comparada com a frota de cidades brasileiras como São Paulo ou Rio de Janeiro o número é baixo, mas proporcionalmente o número em Cuiabá é elevado, sendo inferior a 3 habitantes por veículo.

Este crescimento tem acompanhado o crescimento da cidade, e reflete as péssimas condições do sistema de transporte público. Isto associado a facilidades na aquisição têm aumentando consideravelmente o número de veículos circulando pela cidade. Enquanto que a população da capital representou 20% da população estadual em 2010, sua frota veicular representou 25%. Este crescimento na frota não está restrito ao município de Cuiabá, que somando com à dos municípios vizinhos representou 35% da frota estadual em 2009.

Considerando o aumento populacional, se constatou uma elevação de 14% nestes municípios (Tabela 2), um incremento de aproximadamente 124 mil habitantes, representando 32% da população estadual em 2010. Entretanto, analisando o aumento da frota veicular, entre 2006 e 2009, se verificou um incremento de 113 mil veículos nestes mesmos municípios. Ou seja, em quatro anos o número de veículos aumentou quase o mesmo que a população aumentou em dez anos.

Tabela 2 - Variação populacional (Censo 2000 e 2010), frota veicular (2006 a 2009) e lenha (10³ m³) da cidade de Cuiabá e dos municípios no seu entorno, e sua % em relação a população e frota veicular do Estado de Mato Grosso

Municípios/Ano	População ¹ (habitantes)		Frota veicular ²			
	2000	2010	2006	2007	2008	2009
Acorizal	5.817	5.516	282	317	367	423
Barão de Melgaço	7.682	7.591	151	172	213	261
Campo Verde	17.221	31.612	7.637	8.425	9.844	11.407
Chapada dos Guimarães	15.775	17.799	2.574	2.805	3.191	3.635
Cuiabá	483.346	551.350	182.118	202.101	231.043	258.042
Jangada	7.134	7.696	792	868	986	1.106
N.S. do Livramento	12.141	11.592	783	864	1.023	1.197
Nobres	14.983	15.011	2.993	3.275	3.741	4.169
Poconé	30.773	31.778	4.096	4.595	5.445	6.237
Rosário Oeste	18.755	17.682	1.691	1.839	2.119	2.439
S. A. de Leverger	15.435	18.409	329	408	477	1.852
Várzea Grande	215.298	252.709	64.043	70.108	80.115	90.076
Mato Grosso	2.504.353	3.033.991	763.653	849.765	973.388	1.087.446
%	33,7	31,9	35,0	34,8	34,8	35,0

¹ – Censo IBGE 2000 e 2010 (www.ibge.gov.br); ² – Detran-MT (www.detran.mt.gov.br);

3.3. Evolução do desmatamento e das queimadas em Mato Grosso

Ao se estudar a evolução do desmatamento no Mato Grosso entre os anos de 1988 a 2009, se faz necessário avaliar todo o contexto de avanço da fronteira agrícola para a região do Centro-Oeste e da Amazônia Legal, e suas implicações na abertura de novas áreas, associadas às políticas federais de ocupação de áreas que até então eram consideradas inadequadas para as práticas agrícolas de modo intensivo.

No início da ocupação do atual território, Mato Grosso teve um papel importante primeiro garantindo a expansão das fronteiras brasileiras (século XVII). Posteriormente se tornou um importante produtor de ouro para a Coroa Portuguesa (século XVIII), passando por exportador de erva-mate, poaia, látex, açúcar e charque (séculos XIX e meados do século XX). Na segunda metade do século XX Mato Grosso passa ter um novo papel na política econômica do país, cabendo a ele absorver o excedente de mão-de-obra de outras regiões, bem como se tornar um estado produtor de alimentos (Higa, 2005).

Com um grande vazio demográfico, Mato Grosso sofreu um acelerado processo de crescimento, sobretudo durante o regime militar (1964-1985), uma vez que a modernização do setor agropecuário associados a integração do sistema de comunicações e transportes possibilitou a ocupação e o uso destes vazios demográficos (Moreno, 2005). Na década de 1970, surgem os primeiros programas para o desenvolvimento regional, através dos Planos Nacionais de Desenvolvimento Econômico e Social (I PND-1972/1974; II PND-1975/1989), que tinham o objetivo de expandir a economia nacional para os vazios demográficos,

ampliando o mercado interno brasileiro e incorporando novas áreas, bem como absorvendo mão-de-obra excedente de outras regiões.

Com a criação da Sudam (Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia – pela Lei 5.178/1966) e da área definida Amazônia Legal (Lei 5.173/1966), pôs-se em prática o que ficou conhecida como “Operação Amazônia” que fomentou o investimento nesta região, associada ao acesso às terras públicas devolutas executado pelo Incra (Instituto Nacional de Reforma Agrária) (Moreno, 2005). Assim a proximidade com o Sudeste e Sul do Brasil, fez do Mato Grosso o “Portal da Amazônia”, sendo beneficiado pelas políticas de ocupação e integração nacional, sobretudo após o Programa de Integração Nacional – PIN (Decreto-Lei 1.106 de 16/06/1970), com a construção das rodovias BR-364, BR-163, BR-158, BR-080, BR-174 e BR-070, ligando Cuiabá ao estado de Rondônia, Pará, Goiás e Mato Grosso do Sul. Além destas rodovias margearem o leste do estado, foram possibilitando a ocupação mais efetiva do interior de Mato Grosso, primeiramente na área dos planaltos onde se desenvolveu a agricultura mais moderna. Inúmeros foram os programas que incentivaram a ocupação e integração de Mato Grosso com a economia nacional, tais como Proterra (1971), Prodoeste (1971), Poloamazônia (1975-1979), Polocentro (1975-1979), Prodepan (1975-1979), Polonoroeste (1980-1988), Corexport (1971), Prodecer (1974), Probor (1972), Prodiat (1984), Prodien (1984), Prodei (1988), Promat (1977 – criado em função da divisão do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), sendo os últimos o Prodeagro (1992-2003) e o Programa Pantanal (1999-2005), conforme Moreno (2005). Os reflexos destes programas e da articulação do Estado para desempenhar seu novo papel na ordem econômica mundial foram a forte migração, sobretudo entre 1970-1990, e a transformação no Mato Grosso em um dos maiores produtores de grãos do Brasil, detentor do maior rebanho bovino com mais de 26 milhões de cabeças em 2008, bem como o maior produtor de madeira.

Para que houvesse a expansão na produção de grãos e carne da forma como ocorreu, era necessária a abertura de novas áreas, assim aumentou a pressão sobre os Cerrados e a Floresta Amazônica no Mato Grosso, que de acordo com o cenário externo aumentou ou diminuiu o ritmo do desmatamento, e conseqüentemente, aumentou ou diminuiu os registros de focos de queimadas, uma vez que a limpeza da área através da queima é o método mais barato e o mais utilizado. Em anos com cenário interno e externo favorável como foi em 1995, (em função do Plano Real houve o controle da inflação), houve um pico no desmatamento na Amazônia Legal e no Mato Grosso (Fearnside, 2006).

Assim, o avanço do desmatamento não obedece à legislação vigente, pois até 1996, a lei permitia que em caso de propriedade rural no estado de Mato Grosso em área de Floresta Amazônica, a mesma deveria ter área de reserva legal de no mínimo 50%, ou seja, metade da propriedade não poderia sofrer com o corte raso da floresta. Com a MP

2166/1996, este valor passou para 80% em área de floresta e 35% no cerrado (isto dentro da Amazônia Legal, uma vez que a reserva legal nas formações vegetais fora da Amazônia Legal é de 20%). Assim, uma propriedade rural em área de floresta no estado de Mato Grosso só poderia aproveitar para fins agropecuários com corte raso 20% de sua área, sendo permitido no restante o manejo florestal, e em áreas de cerrado 65% das áreas. Entretanto a legislação não foi suficiente para conter o avanço do desmatamento no estado. Com o avanço e modernização das práticas agrícolas, e o desenvolvimento das técnicas de correção dos solos para estes fins através da calagem, fertilização e outras técnicas, os solos pobres e de baixa fertilidade não eram mais obstáculos para o desenvolvimento da produção agrícola.

Ao analisar o desmatamento em Mato Grosso comparado com a Amazônia Legal de 1988 a 2009, verificou-se que o estado é um dos principais contribuintes para o desmatamento na chamada Amazônia Legal (área que envolve Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e parte do Maranhão – conforme Lei Federal nº 5.173/66), conforme se verifica na Figura 3. Destaca-se o desmatamento em 1995, uma vez que foi consequência da eficiência do Plano Real com o controle da inflação que possibilitou uma melhor organização do setor agrícola no que diz respeito ao crédito para o plantio (Fearnside, 2006).

A queda drástica a partir de 2005, além de taxas de câmbio que não favoreciam a exportação de soja e carne, ocorreu a Operação Curupira, desencadeada pela Polícia Federal em conjunto com o IBAMA para repressão e o combate da exploração de madeira ilegal (Fearnside, 2006). Em 1995 Mato Grosso contribuiu com 35,8% do desmatamento na Amazônia Legal, em 2003 foi 41%, em 2004 atingiu 42,5%, sendo 30,3 em 2006, entretanto a área desmatada neste ano foi quase três vezes menor do que em 2004. Comparando os anos de 2003 com 2009, neste último ano a área desmatada foi dez vezes menor do que a desmatada em 2003, e representou apenas 14,1% de todo desmatamento da Amazônia Legal.

Comparando as taxas de desmatamento com os focos de queimadas na Amazônia Legal e no Mato Grosso (Figura 4), observa-se que nos anos em que a taxa de desmatamento foi maior, ocorreram mais focos de queimadas. É nítido nos anos de 1993-1995, e 1998-2005, sendo que após 2006 verificou-se uma queda abrupta nas taxas de desmatamento e registro de focos de queimadas, consequência dos fatos relatados anteriormente. Entretanto essa relação demonstra como as queimadas são utilizadas para promover a limpeza das áreas com vegetação nativa.

Figura 3 - Desmatamento anual ($\text{km}^2 \text{ano}^{-1}$) na Amazônia Legal e a contribuição do estado de Mato Grosso, entre os anos de 1988 a 2009 – (a) se refere a média entre 1977 e 1988; (b) se refere a média entre 1993 e 1994. Fonte: Prodes (INPE, 2010).

Figura 4 - Número de focos de queimadas entre 1993 e 2009 na Amazônia Legal e a contribuição do Estado de Mato Grosso. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Embrapa/INPE, 2011).

Contudo, a ocorrência dos focos de queimadas em Mato Grosso se concentra entre junho e setembro, conforme pode ser observado na Figura 5, onde os picos ocorreram nos anos em que as taxas de desmatamento foram maiores, diminuindo pós 2005.

Figura 5 - Número de focos de queimadas no Estado de Mato Grosso, entre os meses de junho e novembro de 1993 a 2009. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Embrapa/INPE, 2011).

Considerando a área do Mato Grosso (cerca de 90 milhões de hectares), e dividindo-o em três biomas (Amazônia, Cerrado e Pantanal), e considerando a área desmatada até 2007 (PRODES/INPE – INPE, 2010), foi calculado com uso do software ArcGis 10 (ESRI) que o total da área desmatada no estado até 2007 era 33,3 milhões de hectares, o que corresponde a cerca de 40% do total da área do Estado. A Figura 6 mostra quanto de área cada Bioma possui, quanto foi desmatado até o ano de 2007 e o % da área do bioma este valor corresponde. Este número faz com que Mato Grosso venda a imagem para o exterior de que embora tenha uma grande produção de grãos e carne (conforme discutido adiante no item 3.4. Atividades Agropecuárias), possui 60% do seu território protegido. Ou seja, defende a tese de que é possível produzir sem que haja abertura de novas áreas, como se o mesmo ao apresentar estes números cumprisse a legislação ambiental vigente. Com os dados em arquivo *shape* fornecidos pelo INPE (2010), e utilizando software ArcGis 10 (ESRI) foi espacializado o desmatamento por Bioma, ocorrido em Mato Grosso até o ano de 2007 (Figura 7), o que facilita o entendimento de como se dá a dinâmica do desmatamento no estado.

Analisando com critério a Figura 7 se faz necessário chamar a atenção para três áreas onde não houve desmatamento significativo. A área ao sul que se localiza no Bioma do Pantanal, não oferece condições para o desenvolvimento da agricultura moderna, pois fica inundada durante o período da cheia, e assim a pecuária ali desenvolvida é a extensiva, devido às limitações físicas do terreno. Essas condições extremas não favorecem a abertura de áreas, ficando mais restrito a uma pecuária tradicional aproveitando a oferta de pastagens naturais características do Pantanal. A área localizada próxima ao nordeste do

estado, que faz divisa com o Pará, trata-se de seis áreas indígenas vizinhas, entre elas o Parque Indígena do Xingu (com 2,6 milhões de hectares). Na área situada no noroeste do estado, fazendo divisa com Rondônia, Amazonas e Pará existem cerca de 30 áreas indígenas e mais 5 unidades de conservação. Com exceção do Pantanal onde as condições físicas do ambiente desfavorecem o desmate, nestas outras duas grandes áreas que impem o avanço do desmatamento existem unidades de conservação de proteção integral, onde é proibido o desmatamento. Caso estas áreas fossem desconsideradas do computo geral, uma vez que não existe o conceito de reserva legal para elas assim como existe para as propriedades rurais, logo o percentual de área desmatada em relação ao que seria possível desmatar, Mato Grosso tem bem menos que 60% das áreas preservadas. Este valor só é possível considerando todas as unidades de conservação existentes no Estado, e indica que nem todas as propriedades possuem a reserva legal conforme a atual legislação.

Figura 6 - Desmatamento acumulado no estado de Mato Grosso por Bioma até o ano de 2007, com sua respectiva % de área desmatada. Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Prodes/INPE, 2010)

Figura 7 - Área desmatada nos Biomas existentes no estado de Mato Grosso até o ano de 2007.
Elaboração: Rodrigo Marques, 2011 (adaptado de Prodes/INPE, 2010).

3.4. Produção agropecuária e extração/beneficiamento do calcário/cimento no entorno de Cuiabá

Considerando os municípios no entorno de Cuiabá, localizados no contato da Depressão Cuiabana com a Planície do Pantanal, a Província Serrana e os Planaltos de Chapada dos Guimarães e dos Alcantilados, é possível verificar o quanto esta área pode representar das emissões do estado de Mato Grosso, pois além de possuir participações significativas na frota veicular e populacional, também são importantes as atividades agropecuárias, e, principalmente a produção de calcário para uso agrícola, brita e fabricação de cimento. Em se tratando da produção agropecuária, calcário e cimento, são responsáveis por 7% de um rebanho bovino que somou 27 milhões de cabeças em 2009, média de 9% do rebanho de suínos, e 25% do efetivo avícola (que ultrapassou 47 milhões de cabeças em 2009), conforme dados do Anuário Estatístico da Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral do Estado de Mato Grosso (SEPLAN, 2010). .

Assim, através dos dados da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) sobre o uso do solo no ano de 2009, e o uso do software ArcGis 10 (ESRI), foi possível elaborar um mapa com os usos agropecuários na área de entorno de Cuiabá (Figura 8). Observa-se que embora haja certa limitação do meio físico para usos mais intensos para exploração do solo; muitas áreas são utilizadas para estes fins, sobretudo pecuárias.

Por outro lado, esta região é a mais importante produtora de calcário no estado, seja para fins agrícolas (cerca de 60% em 2009), produção de brita (90% em 2009) ou de cimento, cuja única fábrica se encontra instalada no município de Nobres (a cerca de 120 km de distância de Cuiabá). A produção agrícola não é a principal vocação, em virtude dos solos concrecionários que predominam na Depressão Cuiabana, e das áreas alagadas no Pantanal. Assim, é mais desenvolvida nos Planaltos de Chapada dos Guimarães e Alcantilados, principalmente em Campo Verde e Chapada dos Guimarães, bem como. As tabelas 3, 4 e 5 mostram a variação dos efetivos de rebanho bovino, avícola e suíno, da produção de calcário/cimento, e da produção de cana, soja, milho e algodão, respectivamente.

Todas estas atividades desenvolvidas na área podem colaborar para a emissão de partículas na atmosfera, podendo ser pelo processo de extração e beneficiamento do calcário, a fim de transformá-lo em corretivos para os solos ou brita, ou mesmo na fabricação de cimento. Seja a prática de revolver o solo para o plantio, ou agregando a ele corretivo agrícola e outros fertilizantes. Bem como o próprio dejetos dos rebanhos, sejam eles de bovinos, suínos ou aves.

Figura 8 - Atividades agropecuárias desenvolvidas nos municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Acoriza, Jangada, Nossa Senhora do Livramento, Poconé, Barão de Melgaço, Santo Antônio de Leverger, Campo Verde, Chapada dos Guimarães, Nobres e Rosário Oeste no ano de 2009.

Tabela 3 - Variação do rebanho bovino, suíno e avícola (103 cabeças) na cidade de Cuiabá e seu entorno entre os anos de 2006 a 2009 e sua representatividade no Estado de Mato Grosso.

Municípios/Ano	Rebanho Bovino ¹				Rebanho Aves ¹				Rebanho Suínos ¹			
	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Acorizal	43,2	40,2	38,9	41,5	28,0	29,0	29,3	28,6	3,17	3,32	2,26	2,32
Barão de Melgaço	150	153	178	174	22,8	22,6	23,2	22,1	6,24	5,28	5,50	5,34
Campo Verde	79,0	73,3	79,3	84,6	7.391	10.636	10.722	10.724	40,1	63,2	74,3	74,9
Chapada dos Guimarães	159	148	138	138	258	387	363	627	8,99	6,91	6,71	6,13
Cuiabá	115	110	101	92,5	74,6	75,6	78,5	76,5	9,38	9,89	9,74	9,29
Jangada	61,3	49,8	49,2	54,4	26,0	22,6	23,1	22,6	2,36	3,66	3,62	3,70
N.S. do Livramento	129	162	147	151	65,5	62,4	65,7	65,9	8,07	10,6	10,6	11,6
Nobres	103	94,6	89,2	102	112	19,7	20,2	22,4	6,10	3,41	3,73	3,92
Poconé	386	374	347	369	70,7	64,9	61,4	59,1	6,12	6,62	6,45	6,25
Rosário Oeste	215	203	205	209	111	72,6	70,0	77,6	10,5	11,0	11,2	11,8
S. A. de Leverger	411	409	439	463	71,0	98,1	208	304	7,88	14,5	14,9	1,59
Várzea Grande	26,3	21,0	19,8	23,3	20,7	33,9	34,8	33,6	2,33	8,39	8,52	8,29
Mato Grosso (10 ⁶ cabeças)	26,1	25,7	26,1	27,4	23	27,9	39,5	47,1	1,44	1,39	1,62	1,96
%	7,2	7,2	7,04	6,95	35,9	41,3	29,6	25,6	7,7	10,5	9,7	7,38

¹ – Anuário Estatístico de Mato Grosso 2007 a 2010 (SEPLAN/MT – www.seplan.mt.gov.br)

Tabela 4 - Produção de Calcário para produção de corretivos de solos, brita e cimento (10³ toneladas) em Cuiabá, Nobres e Rosário Oeste entre 2006 e 2009).

Municípios/Ano	Calcário p/ Corretivo de Solos ¹				Calcário p/ Brita ¹				Calcário p/ Cimento ¹			
	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Cuiabá	73,5	102	90,9	90,9	473	369	877	799				
Nobres	591	972	1.446	1.233	180	218	615	553	1.056	1.336	1.236	1.196
Rosário Oeste	358	755	906	803	9,17	6,27	12,8	34,1				
Mato Grosso	1.828	2.985	4.019	3.563	735	717	1.558	1.532	1.056	1.336	1.236	1.196
%	55,9	61,3	60,8	59,7	90,2	82,8	96,6	90,5	100	100	100	100

¹ – Anuário Estatístico de Mato Grosso 2007 a 2010 (SEPLAN/MT – www.seplan.mt.gov.br)

Tabela 5 - Produção (10³ t) de soja, milho, algodão e cana na cidade de Cuiabá e no seu entorno entre os anos de 2006 a 2009.

Municípios/Ano	Soja (t) ¹				Milho (t) ¹				Algodão (t) ¹				Cana de Açúcar (t) ¹			
	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
Acorizal					0,36	0,20	0,10	0,14					0,78	0,78	2,13	1,80
Barão de Melgaço					0,16	0,12	0,15	0,10					0,64	0,64	0,96	0,75
Campo Verde	383	367	402	461	305	343	314	326	221	315	261	182	6,00	9,60	0,41	1,92
Chapada dos Guimarães	43,0	24,1	26,4	39,6	46,8	25,0	41,6	51,7	5,84	10,3	8,1	5,78	1,95	1,05	1,05	0,66
Cuiabá					0,68	0,62	0,63	0,66					6,60	3,75	5,40	6,25
Jangada	0,68	0,91	0,96	0,90	1,65	1,40	1,52	0,63					19,2	20,0	17,5	20,0
N.S. do Livramento					1,58	0,90	1,00	1,00					8,80	5,50	8,80	7,70
Nobres	37,0	18,0	26,4	24,0	6,69	7,65	11,2	4,67					3,24	3,24	4,00	4,00
Poconé				0,88	1,80	1,80	1,78	1,68					260	205	42,0	230
Rosário Oeste	4,80	4,80	4,80	4,80	2,85	3,99	3,60	0,72					2,35	10,0	3,50	3,5
S. A. de Leverger	37,4	48,3	66,4	69,1	27,6	31,9	55,3	75,2	3,12	8,56	6,26	0,38	27,0	19,7	174	72,2
Várzea Grande					0,22	0,33	0,42	0,44					3,00	3,90	3,75	3,6
Mato Grosso (10 ⁶ t)	15,6	15,3	17,2	18,0	4,23	6,13	7,8	8,2	1,7	2,2	2,1	1,4	13,6	15	15,9	16,2
%	3,2	3,0	3,1	3,3	9,4	6,8	5,5	5,7	13,6	15,1	13,2	13,3	2,5	1,9	1,7	2,2

¹ – Anuário Estatístico de Mato Grosso (SEPLAN/MT – www.seplan.mt.gov.br)

3.5. Aspectos Geomorfológicos, Solos e Vegetação

Quanto ao relevo, Cuiabá está localizada na depressão Cuiabana (média de 160 metros acima do nível do mar), sendo esta depressão circundada pela Província Serrana das Serras residuais do Alto Paraguai (até 700 metros), pelo Planalto e Chapada dos Guimarães (até 800 metros) e Planalto dos Alcantilados (até 600 metros).

Na depressão Cuiabana, predominam as rochas do Grupo Cuiabá, onde os metamorfitos ocupam quase que a totalidade da área, e modelam um relevo aplainado, pois já foram muito desgastadas pelos processos erosivos em virtude de sua formação datar do pré-cambriano. Nas proximidades de Cuiabá encontram-se os solos concrecionários, com elevadas concentrações de ferro e alumínio, o que dificulta a caracterização dos horizontes e constituir o forte impedimento para a mecanização e para o desenvolvimento das raízes. Assim, a baixa fertilidade natural do solo e a ocorrência de vários casos de alta toxidez em função da saturação por alumínio trocável tornam esta área desaconselhável para fins agrícolas. A vegetação original que recobria a área era Cerrado do tipo savana arbustiva, possuindo um extrato graminoso muito utilizado como pastagem natural (RADAM, 1982).

Ao norte da depressão encontra-se a Província Serrana, onde predominam as rochas do Grupo Alto Paraguai. Estas rochas são formadas principalmente por rochas calcárias, formando cadeias paralelas de morros. Neste grupo destaca-se a Formação Araras, formada por calcários calcíticos (Rosário Oeste e Marzagão) e dolomíticos (cujos teores de MgO são superiores a 12%, sendo encontrados teores de até 21% de MgO), tendo reconhecida capacidade de suprimento de magnésio na correção de solos (Santo et. al., 2004).

No Planalto e Chapada dos Guimarães têm-se as rochas da bacia do Paraná, constituídas sobretudo por areias quartzosas (ricas em silício) em áreas de topografia mais suave com solos concrecionários o que dificulta o uso para fins agrícolas. No Planalto dos Alcantilados, o relevo plano facilita a mecanização, entretanto o solo arenoso necessita de correções para o uso agrícola, existindo na área intensa produção de gêneros agrícolas como a soja e o algodão. A Figura 9 mostra a altimetria e a distribuição das unidades de relevo no entorno da Cuiabá.

Figura 9 – Altimetria e disposição das unidades geomorfológicas no entorno da área urbana de Cuiabá. Elaboração: Rodrigo Marques (2011).

O uso do solo e as atividades econômicas dos Planaltos dos Guimarães, dos Alcantilados e da Província Serrana são muito importantes para se compreender as influências que podem ocorrer na Depressão Cuiabana. Em função das jazidas calcárias existentes na Província Serrana, se localiza principalmente no município de Nobres (cerca de 120 km ao norte de Cuiabá, seguindo a BR-364/163), indústrias mineradoras que produzem calcário para fins agrícolas além de uma fábrica produtora de cimento de grande

porte. Estas atividades podem contribuir na emissão de partículas de calcário (ricos em carbonatos e óxidos) para a atmosfera, e assim podem posteriormente ser transportadas pelos ventos. No ano de 2005 foram produzidas no estado de Mato Grosso cerca de 4,8 milhões de toneladas de calcário beneficiado (DNPM, 2006), enquanto que no ano de 2004 foram cerca de 5,8 milhões de toneladas (DNPM, 2004). Desta quantidade, quase 100% tem como destino o próprio estado, entretanto apenas cerca de 5% teve o uso agrícola declarado como seu fim, entretanto, mais de 70% desta quantidade não teve seu destino final indicado, e assim, é possível que uma maior quantidade tenha sido utilizada. Nos anos de 2007, 2008 e 2009 a produção foi de 5, 6,8, e 6,2 milhões de toneladas respectivamente (SEPLAN, 2010).

Nos planaltos, cobertos pelos cerrados, os solos são considerados ácidos, em função de suas características químicas, físicas e mineralógicas, o que torna necessário uma reconstrução da fertilidade destes solos, feita através da calagem e da adubação fosfatada corretiva (Lopes, 1983). Para o entorno da Depressão Cuiabana, o processo de calagem é muito importante. Esta técnica se baseia na adição de calcário no solo, e colabora em dois processos importantes, pois melhora as condições de fertilidade natural do solo, além de auxiliar na diminuição da toxidez provocada pelo alumínio, ferro e manganês (Lopes, 1983). Outro fator importante levantado por Lopes (1983) é que a calagem prévia faz aumentar a eficiência dos fertilizantes fosfatados solúveis em água. Assim, durante do processo de aplicação de calcário no solo, pode haver dispersão de parte deste calcário para a atmosfera e o transporte pelos ventos pode convergir para a Depressão Cuiabana, mais baixa que o entorno, facilitando o acúmulo nesta área em função da fraca ventilação.

3.6. Caracterização climática de Cuiabá

Cuiabá apresenta um clima tropical semi-úmido (Aw, na classificação de Koppen), sendo a principal característica apresentar duas estações bem definidas e alternadas, sendo uma estação quente e seca (maio a setembro) e outra quente e úmida (outubro a abril). O volume médio de precipitação (1961-1990) é de 1360 mm anuais. Na estação chuvosa predominam a atuação das linhas de instabilidade de N e NW, a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e a Alta da Bolívia, sendo que na estação seca predomina a ação do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), mas também pode ocorrer o fenômeno de friagem (Maitelli, 1995) causado pela passagem de frentes frias.

3.6.1. Estação Chuvosa

A estação chuvosa compreende os meses de outubro a abril, sendo que este período concentra cerca de 90% da precipitação anual (~1225 mm).

Com a perda de intensidade, o Anticiclone Subtropical Atlântico Sul inicia seu deslocamento gradativo para leste, fazendo com que sistemas de baixa pressão comecem a atuar, geralmente no final do mês de setembro do (Sette, 2000), o que possibilita que sistemas equatoriais penetrem na região. Quando a atuação destes sistemas equatoriais é conjunta com sistemas frontais de S-SE, configura-se a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) – onde estão as linhas de instabilidades de N/NW e N/NE, frente polar atlântica, além de sistemas com intensa convecção, como a Alta da Bolívia.

O estado de Mato Grosso também está sujeito a influências dos eventos de ENSO (Oscilação Sul – El Niño/La Niña), sendo que um dos mais fortes eventos ocorreu entre 1982 e 1983. Isto acarretou uma diminuição considerável de chuvas no norte de Mato Grosso entre janeiro e fevereiro. O que motivou esta diminuição de chuvas foi o deslocamento do fluxo da célula de Walker para a região Amazônica, inibindo a atuação dos sistemas convectivos na área. Assim, eventos intensos de El Niño (1982-1983; 1990-1994; e 1997-1998) provocaram quedas no volume precipitado na região norte de Mato Grosso, enquanto que na região Sul do estado, o padrão de precipitação se manteve normal ou positivo (Sette, 2000).

3.6.2. Estação Seca

Esta estação compreende os meses de maio a setembro, e concentra cerca de apenas 10% da precipitação anual (~135 mm). Sua principal característica é a existência de longos períodos com ausência de chuvas, temperaturas elevadas, baixa umidade, atmosfera estável e céu claro.

No mês de março, a Alta da Bolívia (importante sistema convectivo que atua de outubro a março) começa a perder intensidade, e gradativamente vai cedendo espaço ao avanço do Anticiclone do Subtropical do Atlântico Sul (com características de alta pressão, estável, sem nebulosidade e subsidente). Apresenta período de maior estabilidade entre junho e setembro, quando inicia seu retorno progressivo para leste. A atuação deste anticiclone inibe a atuação de sistemas geradores de convecção. Isto ocorre devido a irradiação para o espaço a noite, do calor absorvido pela superfície durante o dia, uma vez que este calor não é retido na atmosfera devido a ausência de umidade.

Um fenômeno importante nesta estação é o denominado de “friagem”, causado pela atuação de sistemas frontais que atingem o território mato-grossense no sentido SE/NW, podendo atingir o Acre, dependendo de sua intensidade. A principal característica destes sistemas é a queda abrupta de temperatura e mudança na direção do vento. Mesmo não provocando chuvas na maioria das vezes, devido as características continentais como o ar seco, alta pressão e solo relativamente frio, estes sistemas são importantes uma vez que diminuem a temperatura, e contribuem para aumentar a umidade amenizando os efeitos do

período seco. Neste período, a influência da continentalidade em Cuiabá causa elevadas amplitudes térmicas (diferença entre a temperatura máxima e mínima registrada), pois a ausência de umidade causa a perda do calor por irradiação para o espaço, tendo sido registradas amplitudes de até 15°C nos meses de julho e agosto entre os anos de 1970 a 1992 (Maitelli, 1994).

Ao analisar o sistema atmosférico de Cuiabá com a sua localização geográfica, verifica-se que o sítio urbano está assentado sobre uma topografia suave, com a ocorrência de extensos chapadões à sua borda, caracterizando-a como uma depressão relativa. Estes fatores contribuem para que haja na cidade uma fraca ventilação (Maitelli, 1994), com a velocidade média mensal registrada entre 1970 e 1992 de 1,8 m/s, e variação entre 1,2 (às 20:00 horas) a 2,4 m/s (às 14:00 horas). A fraca ventilação dificulta a dispersão dos poluentes, o que pode causar uma maior concentração dos mesmos sobre a cidade. Além disto, durante a estação seca, Maitelli (1994) verificou que há com maior periodicidade situações de estabilidade atmosférica, céu limpo e baixa velocidade do vento. Sendo assim, é necessário ressaltar que sistemas de atmosfera estável dificultam ainda mais a dispersão dos poluentes.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Ao se propor um estudo sobre questões atmosféricas, sobretudo relativas a poluição do ar, como este trabalho, se faz necessário observar vários fatores, desde fontes emissoras naturais ou antropogênicas, manejo e uso do solo no entorno, sistemas meteorológicos e mecanismos de remoção dos poluentes.

A análise criteriosa da evolução da frota de veículos e população de Cuiabá e seu entorno, as atividades industriais existentes (embora pequenas), são fontes urbanas importantes de poluição. Entretanto, é importante se atentar para o elevado número de queimadas (urbanas e rurais) que ocorrem em Cuiabá e no estado de Mato Grosso durante a estação seca (sobretudo em agosto e setembro). Outro fator importante investigado nesta pesquisa foi de verificar a influência da localização geográfica de Cuiabá na dispersão dos poluentes, uma vez que a cidade se situa na Depressão Cuiabana, apresentando fraca ventilação e condições de inversão térmica durante o período seco, o que favorece ao acúmulo dos poluentes. Outro questionamento importante foi como o uso de corretivos agrícolas nas atividades desenvolvidas nas bordas dos planaltos que circundam a Depressão Cuiabana (Planaltos dos Alcantilados e de Chapada dos Guimarães) pode contribuir para a contaminação da atmosfera, assim como a atividade de exploração de calcário e produção de cimento que ocorre na Província Serrana.

Ao se analisar a água de chuva, a deposição seca (dustfall) e o material particulado inalável se possibilita compreender melhor todas as fontes que contribuem para a poluição na atmosfera urbana de Cuiabá, sendo possível amostrar partículas oriundas de quebra mecânica e ressuspensão do solo, bem como de processos coagulação e conversão gás-partícula. Isto porque nas amostras de deposição seca se concentram partículas maiores que 80 μm , uma vez que a partir deste tamanho tendem a se depositar por ação da gravidade. Nas amostras de material particulado inalável as partículas de até 10 μm , enquanto que nas amostras de água de chuva ocorre a remoção de partículas que variam desde as removidas pelo material particulado inalável, bem como de deposição seca. Essas técnicas de amostragem associadas aos métodos analíticos adequados possibilitaram um conhecimento de como as atividades econômicas podem influenciar na atmosfera urbana em cada estação climática característica em Cuiabá. Assim foram descritos os processos de amostragem e análise utilizados, de modo que fosse extraído o máximo de informações possíveis para melhorar o entendimento sobre os agentes que contribuem com a poluição atmosférica em Cuiabá e os processos de remoção envolvidos.

4.1. Amostragem da água de chuva e deposição seca passiva (dustfall)

Para limpeza dos sistemas de amostragem, assim como dos frascos e mesmo para preparo de soluções necessárias aos métodos analíticos a seguir descritos foram sempre usadas águas Tipo I (ultrapura, resistividade 18 M Ω) fornecidas pelo sistema Millipore ou Gehaka.

As amostragens de águas de chuva foram realizadas com coletor de policarbonato (tipo deposição total - *bulk deposition*) instalado no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso (LW 56° 01' 33" e LS 15° 36' 40"), em área aberta com 1,70 m de altura livre de obstáculos que pudessem vir a causar contaminação. As amostras de chuva foram coletadas a cada 24 horas (sempre as 08:00 da manhã, horário local) e após cada amostragem e também nas ocasiões de ausência de chuva, o coletor era lavado e limpo com água ultrapura todos os dias. O total de 226 amostras de águas de chuva foi obtido entre Fevereiro/2006 a Fevereiro/2007 e Setembro/2007 a Novembro/2009.

Nos períodos de ausência de chuva (principalmente no mês de setembro) foi possível a amostragem passiva (dustfall) de deposição seca. Esta amostragem era realizada a cada 24 horas (também às 08:00 da manhã, horário local. Consistia em coletar a solução aquosa da extração do material depositado na parte interna do coletor (o mesmo usado para águas de chuva) com jatos de água ultrapura até volume aproximado de 50 ml (em 2006) e 100 ml (em 2007, 2008 e 2009). Este volume se acumulava do recipiente coletor, que era vigorosamente agitado para promover uma remoção mais eficiente das partículas de deposição seca e depois acondicionado em um frasco de polietileno limpo. Portanto, em todos os horários estabelecidos de coleta para águas de chuva ou deposição seca, foi realizada a amostragem e/ou limpeza do coletor. No total foram coletadas 117 amostras de deposição passiva (dustfall) entre os meses de Agosto e Setembro de 2006 (14/08 a 28/09), 2007 (07/08 a 21/09), 2008 (06/08 a 19/08) e 2009 (18/08 a 28/09).

A abertura do coletor era constituída de um funil de policarbonato com diâmetro de 27 cm, conectado por um funil menor de polietileno de baixa densidade a um recipiente fechado com capacidade para armazenar até 12 litros (também de polietileno de baixa densidade). Desta maneira não houve problemas para amostras de chuvas intensas (superiores a 100 mm de chuva). O sistema de suporte era constituído de aço inox, onde o funil é encaixado, e sua parte interna, onde se localiza o recipiente de coleta, foi revestida com uma camada de isolante térmico (poliestireno expandido) de 2 centímetros, de forma a garantir uma temperatura interna mais constante e evitar perdas por evaporação. A Figura 10 mostra o coletor de águas de chuva e deposição seca.

Figura 10 – Fotos do coletor de água de chuva e deposição seca passiva (*dustfall*), Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, em Cuiabá-MT.

4.2. Medidas de pH e condutividade

Após a amostragem, eram separadas 4 alíquotas, sendo duas para análise química dos íons, e as outras duas para a medição imediata do pH e da condutividade da amostra. As medidas de pH e condutividade elétrica foram realizadas imediatamente após a amostragem, uma vez que as coletas realizadas com intervalos de 24 horas garantem a estabilidade dos íons (Karlsson et. al., 2000). Assim, os valores representaram os dados reais de pH e condutividade da amostra.

Para a mensuração do pH foi utilizado um pH-metro portátil marca Quimis (modelo Q-405, precisão $\pm 0,01$), calibrado anteriormente a cada medição (com solução tampão pH 4,00 e 7,00). Após a calibração foi feita a leitura de uma solução de ácido clorídrico (HCl) a uma concentração de $2 \times 10^{-4} \text{ mol L}^{-1}$, o que melhora a resposta do equipamento nas leituras de amostras com baixa força iônica (Harris, 2001), minimizando possíveis erros na obtenção de valores de pH para este tipo de amostra. Também foi realizada a medição imediata da condutividade elétrica utilizando condutivímetro marca Tecnopon (modelo mCA – 150), também calibrado antes das medições (com solução padrão de $146,7 \mu\text{S cm}^{-1}$, e precisão de $\pm 0,1 \mu\text{S cm}^{-1}$). Ao término das medições, duas alíquotas de cada amostra foram filtradas (filtros Millex de $0,22 \mu\text{m}$) e mantidas congeladas até o momento da análise de cátions e ânions por cromatografia iônica. As mesmas resultados possibilitaram descartar as amostras que não atendiam ao padrão de qualidade (WMO, 2004) através do balanço iônico das amostras e comparação entre a condutividade medida e calculada. As especificações dos equipamentos de pH e condutividade atendem o recomendado pela WMO (2004).

4.3. Cromatografia de íons (CI)

A cromatografia iônica (ou de troca iônica) é uma técnica de cromatografia líquida baseada em mecanismos de troca ou supressão iônica com detecção condutométrica para

separar e determinar cátions e ânions. De maneira geral, esta técnica utiliza duas colunas, sendo uma separadora e outra supressora, onde esta última é instalada entre a coluna separadora e o detector condutométrico. O objetivo da coluna supressora é diminuir quimicamente a condutividade dos íons presentes no eluente (supressão do sinal de fundo) oriundos da coluna separadora, convertendo as espécies pretendidas em ácidos ou bases (mais condutoras), para serem monitorados pela célula condutométrica. Trata-se de um método seletivo, sensível e versátil, com aplicação em diversas áreas do conhecimento para análise iônica de amostras industriais, clínicas, alimentares, farmacêuticas e ambientais. Podemos dividir o equipamento em fase móvel (eluente que transporta os analitos); bomba injetora das amostras; injetor (controla o volume dos analitos injetados); pré-coluna (evita contaminação da coluna); fase estacionária (coluna que promove a separação dos íons); supressor (aumenta a sensibilidade do equipamento reduzindo a condutividade do eluente e aumentando dos analitos); e detector condutométrico (mede a condutividade elétrica dos íons em solução).

As análises cromatográficas dos íons foram realizadas por Cromatógrafo Metrohm modelo 761 com detecção condutométrica. Condições analíticas para determinação dos ânions inorgânicos e orgânicos simultaneamente: coluna aniônica Metrosep A-Supp5 (250mmx4mm), solução eluente de Na_2CO_3 4,0 mmol L^{-1} / NaHCO_3 1,0 mmol L^{-1} ; vazão de 0,7 mL min^{-1} ; coluna supressora Metrohm e regenerante solução de H_2SO_4 50 mmol L^{-1} - água desionizada sob vazão de 0,8 mL min^{-1} . Para determinação dos cátions as condições analíticas foram: coluna catiônica Metrosep modelo C2 150 (150 x 4 mm) da Metrohm, eluente solução de ácido tartárico 4 mmol L^{-1} / ácido dipicolínico 0,75 mmol L^{-1} , fluxo 1,0 mL min^{-1} e sistema de supressão eletrônico Metrohm.

Para as curvas de calibração para cada íon foram usados padrões com diferentes concentrações de misturas dos íons a partir de sais de grau analítico (Merck ou Sigma). Para controle analítico foram utilizados padrões de referência Fluka Chemie GmbH para anions (certificado nº 0312A01, código 45003998) e cátions (certificado nº 0312K01, código 45003999). As especificações do sistema cromatográfico atenderam as recomendações (WMO, 2004; Peden et al., 1986) para amostras de origem atmosféricas. Avaliações das condições analíticas de separação, resolução, assim como limites de detecção e quantificação estão apresentados em Leal et al. (2004). A rotina de análise no Laboratório de Análise de Processos Atmosféricos – Lapat, associadas ao uso de padrões de referência para curvas de calibração e brancos para verificar eventuais contaminações durante o processo de amostragem e análise, além do balanço iônico e comparação entre as condutividades medida e calculada asseguram a garantia e o controle de qualidade dos resultados obtidos.

4.4. Tratamento dos dados e cálculos

Para a análise estatística dos dados foram utilizados o software Minitab 15.0 Trial, sendo determinados além da análise descritiva (número de amostras, média, mediana, desvio padrão e valores máximos e mínimos) também foi determinado para as amostras de água de chuva e deposição passiva (dustfall) o coeficiente de correlação que visa determinar o grau de associação entre duas variáveis de um conjunto amostral.

Em virtude das concentrações em amostras de deposição atmosférica serem muito baixas, para a garantia da qualidade dos dados, as amostras de águas de chuva foram submetidas a um controle de qualidade envolvendo a comparação dos resultados do balanço de carga e massa e a condutividade elétrica medida e calculada, conforme recomendado pela WMO (2004) e Peden et al. (1986). Foram considerados nos cálculos os ânions bicarbonato, fluoreto, glicolato, acetato, formiato, cloreto, nitrato, fosfato, sulfato e oxalato. Os cátions considerados foram sódio, amônio, potássio, cálcio, magnésio e H^+ . Foram obtidas médias mensais e sazonais (diferenciação das estações seca e úmida) para todos os parâmetros determinados (pH, condutividade elétrica e íons) para a água de chuva em cada ponto de coleta. Para a obtenção das médias, será utilizado o cálculo da concentração média ponderada pelo volume (MPV). Quando se trata de estabelecer médias de concentração em água de chuva, se faz necessário calcular a MPV, pois nestes casos o volume de precipitação é importante, e segue uma lógica inversamente proporcional devido à diluição atmosférica, ou seja, quanto maior o volume da chuva mais os compostos se diluem, e quanto menor o volume da precipitação mais concentrado é a substância. A MPV é determinada pela seguinte fórmula:

$$MPV = \frac{\sum_{i=1}^n C_i V_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad (16)$$

onde,

MPV= concentração média ponderada pelo volume de um determinado parâmetro no período;

C_i = valor do parâmetro determinado no evento;

v_i = volume de precipitação (mm) no evento.

No caso do cálculo do pH, primeiro converte-se o valor do pH para seu valor em concentração de H^+ (íons de hidrogênio), pondera-se a média volumétrica em H^+ , e o resultado final da concentração média volumétrica de H^+ é novamente convertido para o valor em unidades de pH.

Para os cálculos dos fluxos de deposição (taxa de deposição - Tdep) passiva considerou a seguinte fórmula:

$$Tdep = \frac{[I]V_i M_{ion}}{A} \times 10^{-3} \quad (17)$$

onde,

Tdep= fluxos de deposição passiva ou taxa de deposição passiva em $\text{mg m}^{-2} \text{dia}^{-1}$;

[I] = concentração do íon na amostra ($\mu\text{mol L}^{-1}$);

V_i = volume da amostra (L);

M_{ion} = massa molar do íon (g);

A = área da abertura do coletor (m^2)

Para a amostragem de material particulado, foram consideradas as amostras diárias com período mínimo de 22 horas, e as diurna/noturna que apresentaram duração mínima de 11 horas de amostragem. Foi realizada a análise estatística descritiva das amostras, sendo utilizado o balanço químico de massa para análise de modelo receptor (detalhes em Watson et al., 2002) visando identificar a contribuição das fontes para a composição do material particulado inalável, na fração do particulado do fino e grosso.

4.4.1. Balanço entre ânions e cátions e comparação entre a condutividade elétrica medida e calculada nas amostras de águas de chuva e deposição seca passiva (*dustfall*)

Se todos os íons majoritários presentes nas amostras foram analisados, geralmente a somatória das concentrações dos ânions são muito próximas da somatória das concentrações dos cátions, o mesmo valendo para a relação entre condutividade (κ) medida e calculada (WMO, 2004; Peden et al., 1986). Sendo utilizadas as seguintes fórmulas para o balanço entre cátions e ânions:

$$AE = 1000[\Sigma C_{Ai}/(Eq)_{Ai}] + [5,1/10^{(6-pH)}] \quad (18)$$

AE = soma dos ânions equivalentes ($\mu\text{eq L}^{-1}$)

C_{Ai} = concentração do ânion em mg L^{-1}

$(Eq.)_{Ai}$ = peso equivalente do ânion,

e $5,1/10^{(6-pH)}$ = cálculo da concentração de bicarbonato a 25°C quando $\text{pH} > 5.0$

$$CE = 1000[\Sigma C_{Ci}/(Eq)_{Ci}] + 10^{(6-pH)} \quad (19)$$

CE = soma dos cátions equivalentes ($\mu\text{eq L}^{-1}$)

C_{Ci} = concentração do cátion em mg L^{-1}

$(Eq.)_{ci}$ = peso equivalente do cátion,

$10^{(6-pH)}$ = cálculo da concentração de H^+ ($\mu eq L^{-1}$)

Em relação à condutividade elétrica, a mesma pode ser obtida através das concentrações dos íons analisados através da seguinte fórmula, e comparada com a condutividade medida (WMO, 2004):

$$\begin{aligned} \kappa = 10^{(3-pH)} \cdot 349.7 + c[SO_4^{2-}] \cdot 160.0 + c[NO_3^-] \cdot 71.4 + c[Cl^-] \cdot 76.3 + c[NH_4^+] \cdot 73.5 \\ + c[Na^+] \cdot 50.1 + c[K^+] \cdot 73.5 + c[Ca^{2+}] \cdot 119.0 + c[Mg^{2+}] \cdot 106.0 + c[F^-] \\ \cdot 55.4 + c[NO_2^-] \cdot 71.8 + c[PO_4^{3-}] \cdot 207 + c[HCO_3^-] \cdot 44.5 + c[HCOO^-] \cdot 54.6 \\ + c[CH_3COO^-] \cdot 40.9 \end{aligned} \quad (20)$$

4.4.2. Amostragem do Material Particulado Inalável

Foi instalado um coletor de material particulado do tipo amostrador dicotômico (Andersen Graseby, modelo 241) no campus da Universidade Federal de Mato Grosso, com a finalidade de se realizar medições diárias do material particulado fino (até 2,5 μm) e grosso (>2,5 até 10 μm).

O amostrador dicotômico é constituído por uma área de entrada (cabeça do amostrador), por onde entra o fluxo de ar; a parte denominada de corpo que consiste em um tripé que sustenta uma haste onde se situam o impactador virtual que promove a separação das partículas finas ($MP_{2,5}$) das grossas ($MP_{2,5-10}$). Por fim, no módulo de controle se situam os rotâmetros controladores de fluxo, o horímetro (que registra o tempo amostrado) e o compressor que garante a entrada do fluxo no amostrador. Detalhes de funcionamento em EPA (1999). A Figura 11 mostra o diagrama de funcionamento do amostrador dicotômico.

Figura 11 – Diagrama de operação do impactador virtual do Amostrador Dicotômico (EPA, 1999)

A troca dos filtros de particulado fino e grosso foi realizada entre janeiro/2008 a novembro/2009, sempre às 08:00 da manhã, com uma amostragem de 24 horas e intervalo de 48 horas entre cada coleta.

Também foi realizada amostragem com intervalo de 12 horas para determinar o perfil diurno/noturno (a troca dos filtros foi feita às 06:00 e às 18:00 horas) das amostras durante 14 dias ininterruptos, sendo feito seis experimentos deste tipo, sendo três em cada ano (2008 e 2009). Foram coletados os seguintes períodos: 20/01 a 02/02/2008, 10 a 23/07/2008, 16 a 29/09/2008, 13 a 26/01/2009, 29/06 a 12/07/2009 e 13 a 18/09/2009 (este último mais curto em função da antecipação da estação chuvosa em 2009). A amostragem foi simultânea à coleta de água de chuva e deposição seca. Foi obtido o total de 222 amostras de MP fino e 222 de MP grosso.

4.4.3. Calibração do Amostrador Dicotômico (Andersen-Graseby)

O equipamento foi calibrado com os medidores de fluxo Top Track (Sierra – 16,7 L min⁻¹), considerando as condições sazonais meteorológicas entre os meses de Janeiro-

Abril/2008 e 2009, Maio-Agosto/2008 e 2009 e Setembro-Dezembro/2008 e 2009, e as condições da CNTP. A calibração também tem o objetivo de garantir que o amostrador operou dentro de sua taxa de fluxo padrão ótimo, que é de $16,7 \text{ L min}^{-1}$ (taxa de fluxo total - TQa), e $1,67 \text{ L min}^{-1}$ (taxa de fluxo grosso - CQa). Para assegurar a propriedade de fracionamento, estas taxas de fluxo devem ser mantidas com $\pm 10\%$ e deve ser expressa na unidade volumétrica real. Foram geradas duas curvas para os períodos Janeiro-Abril (Figuras 12 e 13), Maio-Agosto (Figura 14 e 15) e Setembro-Dezembro (Figura 16 e 17). As duas curvas representam o fluxo total amostrado ($16,7 \text{ L min}^{-1}$), e o fluxo que direciona a amostragem da fração grossa, cerca de 10% do fluxo total ($1,67 \text{ L min}^{-1}$). As curvas de calibração foram geradas considerando 5 condições diferentes de taxa de fluxo do equipamento, variando entre 25% e 100% da taxa de fluxo Total e Grosso, sendo que em todas as calibrações o equipamento operou dentro das condições especificadas pelo fabricante e de seu fluxo padrão ótimo.

Figura 12 – Curva de calibração para correção do Fluxo Total para os períodos entre Janeiro e Abril de 2008 e 2009

Figura 13 – Curva de calibração para correção do Fluxo Grosso para os períodos entre Janeiro e Abril de 2008 e 2009

Figura 14 – Curva de calibração para correção do Fluxo Total para os períodos entre Maio e Agosto de 2008 e 2009

Figura 15 – Curva de calibração para correção do Fluxo Grosso para os períodos entre Maio e Agosto de 2008 e 2009

Figura 16 – Curva de calibração para correção do Fluxo Total para os períodos entre Setembro e Dezembro de 2008 e 2009

Figura 17 – Curva de calibração para correção do Fluxo Grosso para os períodos entre Setembro e Dezembro de 2008 e 2009.

4.5. Gravimetria e Refletância

Os filtros são preparados para as análises de fluorescência nas seguintes etapas: foram colocados num suporte específico (Figura 18) onde $\frac{1}{4}$ foi recortado e fixado num anel (Figura 19), ficando assim pronto para análise por FRX.

Para a análise de cromatografia iônica, foi realizada a extração das espécies solúveis do material particulado, através da imersão do filtro em frasco contendo 20 mL de água desionizada seguida de agitação mecânica por 1h (Fontenele, 2006), e posteriormente duas alíquotas de cada amostra foram filtradas (Millex 0,22 μm) sendo analisadas por cromatografia iônica, conforme descrito no item 4.3..

Para a obtenção da quantidade de material particulado diário, foi utilizada a técnica de gravimetria. Esta técnica consiste em determinar a quantidade de material particulado inalável pela diferença de peso entre o filtro utilizado para cada amostra. Isto porque cada filtro utilizado foi pesado antes e após a amostragem, sendo a diferença de peso obtida a quantidade de material particulado para a amostra (que se trata de um período amostrado de 24 ou 12 horas).

A balança utilizada para a pesagem dos filtros foi uma balança ultra-analítica, marca Mettler MX5 (precisão de 1 μg). É importante ressaltar que durante a pesagem dos filtros, os mesmos entravam em contato com um aparelho para eliminar a carga eletrostática (Haug) que poderia acarretar em erros durante a pesagem. A sala de pesagem teve sua temperatura (20° C) e umidade (< 40%) controlada, afim de que não haja umidade suficiente para causar diferenças na pesagem. Como os rotâmetros de fluxo controlam a quantidade de fluxo de ar amostrado, e há os dados de tempo amostrado e quantidade de particulado amostrado, é possível determinar o volume amostrado para quantificar a concentração do material particulado naquele dia (24 horas).

As concentrações de Black Carbon (BC) foi obtidas após a medida da refletância dos filtros, utilizando o Smoke Stain Refletometer M43D (Diffusion Systems). Após a obtenção dos dados gravimétricos e de BC, os filtros foram submetidos à análise química elementar através da fluorescência de raios-X (EDX – Energy Dispersive X-ray Fluorescence), seguido de extração aquosa e análise dos cátions e ânions solúveis por cromatografia de íons.

4.6. Fluorescência de Raios-X (FRX)

Diversos tipos de amostras, como as de interesse agropecuário, agroindustrial, geológico e ambiental têm utilizado a técnica analítica instrumental de FRX - Fluorescência de raios X, para a avaliação qualitativa e quantitativa da composição química. Esta técnica permite que seja determinado elementos traços em aerossóis como Cálcio-Ca e Potássio-K, como Cobre-Cu e Chumbo-Pb, ou também de elementos não-metals como Enxofre-S, sendo de grande importância na análise multi-elementar em amostras oriundas de sistemas ambientais ou biológicos.

Com o desenvolvimento do detector semicondutor Si(Li), capaz de discriminar raios X de energias próximas, foi possível o surgimento da fluorescência de raios X por dispersão de energia (ED-XRF, Energy Dispersive X-ray Fluorescence), também conhecida como fluorescência de raios X não dispersiva, com instrumentação menos dispendiosa e emprego mais prático. Pode-se dividir a fluorescência de raios-x em três fases, sendo a excitação dos elementos que constituem a amostra; dispersão dos raios X característicos emitidos pela amostra; e detecção desses raios.

Assim, considerando as intensidades (número de raios X detectados por unidade de tempo) dos raios X característicos emitidos pela amostra, obtêm-se linhas espectrais com as energias características de cada elemento, sendo a intensidade relacionada à concentração do elemento na amostra.

Foi utilizado para a análise das amostras um equipamento marca SHIMADZU modelo EDX-700HS. Cada amostra foi analisada com tempo vivo de 900 segundos para os elementos com $Z \geq 11$. Os espectros obtidos, do número de contagens por energia são convertidos para concentração a partir de dados de calibração. Condições analíticas do equipamento durante a medida: filtro de Al, Vácuo, colimador de 10 mm de diâmetro, intervalo de energia de 10-20 keV, voltagem do tubo 50 kV, tubo de Rh, detector de Si(Li). As especificações do equipamento de fluorescência de raios-X atendem as recomendações da WMO (2004) e Peden et al. (1986).

Para a análise dos espectros foi utilizado o software WinQXAS (detalhes em Estevam, 2005), ofertado pela Agência Internacional de Energia Atômica (AIEA), com a finalidade de determinar as áreas dos picos de energia dos espectros de interesse, visando

obter a análise quantitativa elementar de diferentes amostras através da espectroscopia de raios-X. Veríssimo e Kerr (2008) tem efetuados procedimentos para validação da calibração deste equipamento, tendo encontrado resultados compatíveis com os resultados realizados por sistemas PIXE (Particle Induced X-Ray Emission) do Instituto de Física da Universidade de São Paulo (IFUSP), e mais recentemente com o FRX da EPA na Carolina do Norte (EUA).

Figura 18 - Detalhes dos instrumentos usados no procedimento para preparo dos filtros para análise por fluorescências de raios X

Figura 19 - Foto do carrossel para colocação dos filtros já instalado no equipamento para análise.

Foi realizado o balanço químico de massa levando em conta as principais fontes emissoras que colaboram na composição do $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$, através do elemento traçador (os elementos provenientes de uma única fonte), considerando a caracterização da área. Foram consideradas as seguintes fontes:

Solo - Al (Al_2O_3), Si (SiO_2), Ti (TiO), Fe (Fe_2O_3), Cl^- , Na^+ , P (P_2O_5);

Cimento/Calcário: Mg^{2+} , Ca (CaO_3);

Queima de biomassa: K^+ , $Oxalato^{2-}$, BC;

Secundários: SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^-

Urbano-Industrial: Cr, Zn (ZnO), Ni, V (VO), Cu (Cu_2O), Mn (MnO_2), Se, Br, F-, Pb;

Desconhecido: componentes não analisados (como H_2O , orgânicos...).

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1. Dados Meteorológicos e a Influência dos Sistemas Atmosféricos na Distribuição da Precipitação

Foram utilizados os dados de temperatura e umidade relativa oriundos da rede de estações CPTEC (www.cptec.inpe.br), além da medida do volume precipitado no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT. Analisando a Figura 20, verifica-se que de maio a setembro predominam valores médios mais baixos de umidade relativa que no decorrer dos outros meses, tendo sido registrado valores médios inferiores a 60%. Nos meses da estação seca que estes valores foram maiores, verificou-se que chuvas provocadas pela entrada de frentes frias contribuíram para amenizar a baixa umidade.

Também se observou que as mínimas absolutas foram registradas nestes meses com baixa umidade, bem como a maioria dos valores de máxima absoluta.

Os dados apresentam variabilidade em concordância com os encontrados por Maitelli (1994), cujas temperaturas máximas predominantemente ocorreram no mês de setembro, exceto em 2008 cuja máxima foi 41,9°C em outubro. As maiores amplitudes térmicas foram verificadas durante os meses de estação seca, sendo superior a 25°C nestes períodos entre 2006 e 2008, juntamente com os menores valores de umidade relativa, comuns neste período. Assim a baixa umidade relativa e o rápido resfriamento da superfície favorece a ocorrência de inversões térmicas por perda de radiação, enquanto que os baixos valores de velocidade do vento, inferiores a 4 m s⁻¹, associados as inversões dificultam a dispersão dos poluentes.

Ao se analisar a precipitação durante o período estudado, se verificou que no ano de 2006 a estação seca apresentou uma anomalia positiva, sobretudo em setembro quando esta anomalia de quase 100mm. Em fevereiro, março e abril de 2006 também foram registrados anomalias positivas que chegaram a 150 mm. Em 2007, a estação seca apresentou no geral pequenas anomalias negativas, sendo a maior registrada em setembro. Entretanto, em janeiro, abril, outubro e novembro, as anomalias superaram 50 mm, chegando a mais de 100 mm em abril e novembro. Em 2008, o mês de fevereiro apresentou uma anomalia negativa de 98 mm, sendo que este ano apresentou uma estação seca com pequenas anomalias negativas, que se repetiram em outubro e novembro. Em 2009, as anomalias negativas foram observadas em janeiro, fevereiro e novembro, mas entre maio e setembro, se registraram anomalias positivas indicando um período mais ameno que o comum para a região (Figura 21).

Figura 20 - Variabilidade mensal de temperatura média, umidade relativa, mínima absoluta e máxima absoluta, com base nos dados do CPTEC entre 2006 e 2009.

Figura 21 - Anomalia de precipitação do Campus da UFMT em relação a média histórica verificada na estação meteorológica do INMET em Cuiabá-MT (INMET 1961-1990).

No período entre fevereiro e abril de 2006, as anomalias positivas de precipitação resultaram sobretudo da atuação da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e

ciclogeneses, sendo que no mês de abril se registrou a primeira frente fria deste ano em Cuiabá (dia 17), além do acumulado refletir a atuação de cavados de médias altitudes enquanto que em baixos níveis ocorreu convergência de umidade. No mês de setembro, o grande volume precipitado (superior a 100 mm no dia 09) se deveu a ocorrência de uma frente fria, que atuou em vários estados e trouxe grandes volumes de precipitação. Em outubro quando a ZCAS voltou a se configurar (característica na estação chuvosa em Cuiabá), houve anomalia positiva uma vez que propiciou grande convergência de umidade em baixos níveis (INMET, 2006).

O ano de 2007 se caracterizou por apresentar uma estação seca com menos pluviosidade que o normal, em função da forte atuação do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) que funcionou como inibidor de formação de sistemas convectivos, uma vez que apresentou forte subsidência. Somente no mês de julho houve uma anomalia positiva em função da atuação de frentes frias no final do mês. Esta característica típica da estação seca foi observada até o mês de outubro, quando o ASAS perdeu força, iniciando o retorno a sua posição mais a leste. Assim, possibilitou a formação da ZCAS, que foi impulsionada por um cavado em altos níveis na região Sudeste do Brasil, e que marcou o início da estação chuvosa na região (INMET, 2007).

A presença do jato de baixos níveis (JBN) voltado para o Centro-Oeste e Sudeste do Brasil colaborou para a intensificação da ocorrência da ZCAS, e conseqüentemente acentuou a precipitação na região em janeiro de 2008, podendo ser também uma resposta a ocorrência do fenômeno “La niña”. Em fevereiro de 2008, as anomalias positivas predominaram no leste de Mato Grosso, resultado da atuação da ZCAS e frentes frias na região Centro-Oeste, sendo que o restante do estado predominou as anomalias negativas (INMET, 2008), como foi o caso de Cuiabá. Essa anomalia negativa pode estar relacionada na primeira metade do mês a atuação de um cavado (sistema de baixa pressão em médio e altos níveis) que enfraqueceu a atuação da Alta da Bolívia, além da mesma estar mais a oeste que sua posição climatológica. Em maio, a atuação de duas frentes frias que atingiram Cuiabá foram responsáveis pela precipitação (Climanálise, 2008).

Os meses de outubro e novembro de 2009 também apresentaram volumes um pouco abaixo que a série histórica, sendo que em outubro a Alta da Bolívia estava um pouco mais a oeste que a sua posição climatológica, e em novembro, embora os sistemas que caracterizam a estação chuvosa atuem, os índices de pluviometria ficaram abaixo da normal climatológica (INMET, 2009). A estação seca de 2009 apresentou anomalias positivas de precipitação devido a atuação de frentes frias, enquanto que na estação chuvosa, em geral os sistemas característicos não atuaram com a mesma intensidade,

sendo verificado em janeiro, outubro e novembro anomalias negativas que não ultrapassaram 50 mm, enquanto que em fevereiro chegou a cerca de 70 mm. No geral todos os anos estudados apresentaram volumes de precipitação maiores que o padrão histórico, sobretudo os anos de 2006 e 2007, cujos valores ultrapassaram 300 mm.

A atuação dos sistemas interferiram na distribuição das chuvas em todo estado de Mato Grosso. Considerando os dados do INMET para as estações convencionais existentes em Cuiabá, Cáceres, São José do Rio Claro, Rondonópolis, Nova Xavantina e Matupá, entre 2006 e 2009, se observa que a pluviosidade diminui do norte para o sul, e que entre maio e setembro tem-se o período de estiagem, conforme a Figura 22. Este período então se torna propício para a ocorrência de queimadas, uma vez que podem se prolongar por mais de 30 dias sem a ocorrência de precipitação.

Figura 22 - Distribuição mensal da precipitação (mm) nos municípios de Cuiabá, Rondonópolis, Cáceres, Nova Xavantina, São José do Rio Claro e Matupá, nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009. Fonte: Dados da UFMT em Cuiabá, e INMET para as demais cidades

5.2. Água de Chuva

A amostragem tipo *bulk* apresenta algumas limitações em se tratando de águas de chuva (WMO, 2004), pois mesmo no caso de Cuiabá onde a precipitação predominantemente ocorre no final da tarde, devido a sua origem convectiva, a maior parte das amostras ficaram cerca de 10 horas recebendo deposição entre a limpeza do coletor e a precipitação. Outro fator importante a ser considerado, é que 90% da precipitação anual em Cuiabá se concentram na estação chuvosa (outubro-abril, INMET, 2010), ocorrendo na maioria das amostras condições meteorológicas favoráveis à dispersão dos poluentes, o que minimiza a deposição atmosférica sobre as amostras.

Assim, as condições meteorológicas são fatores a serem observados quando se realiza medidas do tipo *bulk*, uma vez que estas condições podem minimizar ou maximizar a interferência da deposição atmosférica (Peden et al., 1986). Entretanto esta amostragem pode ser utilizada em alguns casos, sobretudo em áreas onde não são possíveis as amostragens do tipo *wet-only* (devido a dificuldade na aquisição destes equipamentos), ou para estudos de deposição total da atmosfera (WMO, 2004).

Se todos os íons majoritários presentes nas amostras foram analisados, geralmente a somatória das concentrações dos ânions são muito próximas da somatória das concentrações dos cátions, o mesmo valendo para a relação entre condutividade medida e calculada (WMO, 2004; Peden et al., 1986).

As coletas de água de chuva foram realizadas entre fevereiro/2006 a fevereiro/2007 e setembro/2007 a novembro/2009, totalizando 226 amostras, sendo que 166 foram mantidas após o controle de qualidade dos dados, ou seja, foram utilizadas 73,5% das amostras para análise e discussão dos resultados. Os resultados do balanço entre a somatória dos cátions e ânions e a condutividade elétrica medida e calculada, para as amostras de águas de chuva estão apresentados nas Figuras 23 e 24, respectivamente.

Figura 23 – Balanço de carga massa para amostras de água de chuva em Cuiabá-MT, entre fevereiro de 2006 e novembro de 2009

Figura 24 – Comparação entre a condutividade medida e calculada das amostras de água de chuva em Cuiabá-MT, entre fevereiro de 2006 e novembro de 2009.

As coletas de água de chuva foram realizadas entre 20/02/2006 e 22/02/2007, e 20/09/2007 a 17/11/2009, totalizando 226 amostras, sendo que 166 foram mantidas após a análise do controle de qualidade dos dados (WMO, 2004; Peden et al., 1986), ou seja, foram utilizadas 73,5% das amostras coletadas para análise e discussão dos resultados. Os valores de pH variaram entre 4,13 (24/10/2007) e 8,21 (11/11/2009), e condutividade elétrica entre 1,9 (19/03/2006) e 65,8 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (08/10/2007). Na figura 25, verifica-se a variação dos valores de pH e condutividade elétrica, onde se observa que no caso da condutividade, os resultados mais elevados foram encontrados durante a estação seca, ao passo que os

resultados de pH não apresentaram um padrão na variação, considerando a estação seca ou chuvosa.

Figura 25 – Variação dos valores de pH e condutividade elétrica para amostras de águas de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre 20/02/2006 a 21/11/2009

Um fator importante a ser observado em qualquer amostragem de água de chuva, é se a quantidade amostrada é representativa para o volume precipitado no local (WMO, 2004; Peden et al., 1986). Cuiabá apresenta uma série histórica onde 90% da precipitação ocorre na estação chuvosa (entre outubro e abril).

Neste estudo, a estação chuvosa representou 86% do volume precipitado, enquanto que a estação seca representou 14%, valores próximos da série histórica. O volume precipitado foi de 6014 mm de chuva, sendo amostrados 4569 mm (3816 mm na estação chuvosa e 753mm na estação seca), o que representa 76% de todo o volume precipitado. O volume coletado representou 74% do volume precipitado na estação chuvosa e 90% das chuvas na estação seca, o que garantiu a boa representatividade do período. Do volume coletado, 3588,7 mm (3133,4mm na estação chuvosa e 455,3 mm na estação seca) passaram pelo controle de qualidade das amostras (comparação entre a condutividade medida e calculada; balanço iônico de massa).

Na Figura 26 observa-se a comparação entre os volumes de chuva precipitados e o amostrado em cada mês. Sendo verificado que nos anos de 2006 e 2009, a estação seca apresentou precipitação acima do padrão normal, devido a sistemas frontais que atuaram na região.

Figura 26 – Volumes de chuva precipitados e amostrados no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 e novembro/2009

As amostras em Cuiabá, embora obtidas com a amostragem do tipo *bulk*, apresentaram valores baixos de condutividade elétrica, bem como baixas concentrações dos íons analisados. A média aritmética do valor do pH (obtido das concentrações de H^+ , onde $pH = -\log[H^+]$) foi de 5,91, bem como sua mediana. As amostras apresentaram média ponderada pelo volume (MPV) de 5,27, portanto não caracterizando a presença de chuvas ácidas, entretanto as baixas concentrações iônicas indicaram que mesmo as chuvas levemente ácidas, estas não apresentaram características para impactar o ambiente com maior gravidade.

Os valores médios das somatórias dos cátions foram inferiores a $80 \mu mol L^{-1}$ enquanto que os dos ânions foram inferiores a $33 \mu mol L^{-1}$. Os ânions majoritários encontrados foram cloreto, nitrato e sulfato, e foram quantificados em algumas amostras apenas os íons oxalato, formiato, glicolato e acetato, assim como o fosfato que foi identificado em nove amostras. Os cátions majoritários foram amônio, cálcio e potássio. A maior concentração dos cátions colabora para o entendimento da neutralização de uma possível acidez na atmosfera, seja em função do gás NH_3 quanto pelos carbonatos de cálcio e magnésio. A Tabela 6 apresenta a descrição estatística para o conjunto analisado (n, média, mediana, mínimo, máximo, desvio padrão, MPV).

Como Cuiabá apresenta duas estações distintas, foi calculada a MPV para as duas estações separadamente (Tabela 6), onde se constatou que o valor médio de pH foi mais baixo na estação seca, portanto, indicando águas de chuvas mais ácidas (maior concentração de íons H^+), embora este resultado seja próximo ao já encontrado em áreas remotas, sem influência da ação antrópica (Galloway, et al., 1982). Também a condutividade e as concentrações de ânions e cátions foram mais elevadas neste período. Isto se deve em função de que durante a estação seca, além de condições meteorológicas de estabilidade

atmosférica que favorecem o acúmulo de poluentes próximo à superfície, também ocorrem focos de queimadas com frequência, sendo elas uma fonte importante de emissão de poluentes. E na estação chuvosa, os volumes elevados e constantes de precipitação acabam por remover os poluentes dispersos na atmosfera, impedindo que haja um aumento em suas concentrações.

Tabela 6- Descrição estatística das concentrações em águas de chuva coletadas entre fevereiro de 2006 e novembro de 2009, no Campus da UFMT, em Cuiabá-MT. Também são apresentadas as MPV para a estação seca (maio a setembro) e estação chuvosa (outubro a abril) separadamente.

Variável	N	Média	Med.	Mín.	Máx.	± DP	MPV	MPV chuvoso	MPV seco
pH	166	5,94	5,94	4,13	8,21	0,59	5,28	5,37	5,03
Volume (mm)	166	20,1	11,3	0,2	134	24,4			
Δ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	166	9,88	8,36	1,9	65,8	7,49	15,5	10,7	32,9
$\mu\text{mol L}^{-1}$									
F^-	41	0,97	0,40	0,22	16,8	2,59	1,35	0,54	4,11
$\text{HOCH}_2\text{COO}^-$	126	3,32	2,47	0,15	14,2	2,45	3,99	3,69	5,19
CH_3COO^-	34	9,81	7,61	0,76	30,2	7,69	9,49	8,02	17,8
HCOO^-	124	3,96	0,82	0,13	87,4	10,0	8,46	5,12	20,7
Cl^-	150	5,33	3,55	0,51	27,2	4,56	5,86	5,02	9,25
NO_3^-	165	11,8	8,51	0,70	79,4	12,2	13,8	10,5	26,9
PO_4^{3-}	09	2,38	1,19	0,45	9,80	3,02	0,36	1,42	2,38
SO_4^{2-}	166	4,40	3,02	0,45	23,0	3,84	4,98	3,9	9,29
$\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$	56	5,48	3,55	0,39	36,2	6,45	6,04	3,74	17,5
Na^+	163	5,22	3,48	0,04	30,2	5,19	6,36	4,8	12,6
NH_4^+	133	13,5	10,5	1,75	48,3	10,1	14,2	12,6	20,9
K^+	126	6,29	3,86	0,47	50,4	6,90	6,8	5,74	11
Ca^{2+}	165	13,8	9,20	1,97	100	14,1	17,2	12,2	37,3
Mg^{2+}	107	3,95	3,39	0,46	20,8	2,80	4,44	3,42	8,35

Os resultados das concentrações iônicas permitem verificar que das 166 amostras validadas, cerca de 135 apresentaram valor de pH superior a 5,5, o que indica que trata-se de uma área que ainda não impactada pelo fenômeno de chuva ácida, uma vez que menos de 15 amostras apresentaram valores inferiores a 5,0 (Figura 27). Analisando os histograma de condutividade elétrica, verificou-se que em cerca de 110 amostras a condutividade elétrica não ultrapassou $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 28), reforçando a baixa força iônica das águas de chuva.

Figura 27 - Histograma dos valores de pH em amostras de águas de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 a novembro/2009.

Figura 28 - Histograma da variação da condutividade elétrica nas amostras de água de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 a novembro/2009.

Considerando a concentração de H^+ , volume precipitado, condutividade elétrica, e os principais ânions e cátions, foi realizada a análise de correlação (Tabela 7) para se determinar quais variáveis estão associadas e assim inferir sobre as atividades que podem estar relacionadas com estas. Assim, a correlação de K^+ com Cl^- pode ser considerada como devido influência das queimadas na região (sobretudo durante a seca). A presença do NO_3^- associado ao SO_4^{2-} indica poluição urbana (veículos), mas também de atividades agrícolas, pois este também aparece associado ao NH_4^+ (importante insumo agrícola), além das emissões de esgotos urbanos ou rurais (criação intensiva de aves, suínos, gado). A correlação entre SO_4^{2-} e Na^+ , e Ca^{+2} com NH_4^+ e NO_3^- , e Mg^{+2} com NH_4^+ também mostram que as atividades de uso do solo no entorno de Cuiabá (agropecuária, extração de calcário) podem contribuir na emissão de poluentes para a cidade.

Tabela 7 - Análise de Correlação nas amostras de água de chuva coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre fevereiro/2006 e novembro/2009 ($p < 0,05$).

Variáveis	H+	Vol.	Cond.	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺
H+	1,00									
volume	0,28	1,00								
Cond.	0,08	-0,20	1,00							
Cl ⁻	-0,04	-0,11	0,36	1,00						
NO ₃ ⁻	0,07	0,09	0,49	0,10	1,00					
SO ₄ ²⁻	0,05	0,01	0,32	0,24	0,68	1,00				
Na ⁺	0,34	0,04	0,40	0,22	0,44	0,60	1,00			
NH ₄ ⁺	0,26	-0,01	0,73	0,31	0,53	0,28	0,41	1,00		
K ⁺	0,04	-0,10	0,14	0,74	0,15	0,22	0,23	0,19	1,00	
Ca ²⁺	0,10	-0,10	0,74	0,34	0,65	0,48	0,45	0,64	0,18	1,00
Mg ²⁺	0,05	-0,01	0,51	0,22	0,56	0,30	0,31	0,67	0,19	0,43

Comparando os resultados encontrados em Cuiabá com outros locais, considerando amostragens do tipo bulk e wet-only, verificou-se que em relação às concentrações de SO₄²⁻ e NO₃⁻, os resultados foram inferiores aos encontrados em São Paulo (Santos et al., 2007), no litoral mediterrâneo de Avignon – França (H.Celle-Jeanton et al., 2009), e em Ghore El-Safi – nas proximidades do Mar Morto na Jordânia (Al-Khashman, 2009), sobretudo em função da poluição urbana (como a queima de combustíveis fósseis).

Em Ghore El-Safi, a formação geológica do relevo associada ao intenso uso agrícola, queima de biomassa e spray marinho colaboram para as elevadas concentrações, sendo muito importante considerar que trata-se de uma área com precipitação anual em torno de 77 mm, onde o pouco volume de chuva colabora para se entender as concentrações mais elevadas que São Paulo, por exemplo.

Em Avignon, as principais fontes são as emissões marinhas (Na⁺, Cl⁻ e Mg²⁺), do uso do solo (Ca²⁺), e emissões antropogênicas (NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺). Em São Paulo as emissões antropogênicas (NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺) são os principais contribuintes na composição das águas de chuva. Cuiabá apresenta influência de queima de biomassa e de uso agrícola assim como em Ghore El-Safi, mas possui um volume anual de chuva 17,7 vezes maior, fator que ajuda a diluir as concentrações.

A contribuição da poluição urbana ocorre em menor escala que São Paulo, uma vez que a região metropolitana de Cuiabá apresenta população de cerca de 850 mil habitantes enquanto que a de São Paulo chega a 20 milhões de habitantes. Ao comparar Cuiabá com áreas litorâneas (Budhavant et al., 2011; Al-Khashman, 2009; Mkadam et al, 2008; e Souza et al.; 2006), verifica-se que as concentrações de Cl⁻ e Na⁺ são bem menores em Cuiabá, reforçando a influência marinha nestes locais (Tabela 8)

Tabela 8 - Comparação dos resultados da composição iônica de água de chuva de Cuiabá com de outras localidades

Íons	Índia (Swargate)	Japão (Estuarine side)	França (Avignon)	Jordânia (Ghore El-Safi)	São Paulo SP	Londrina PR	Balbina AM	Ilha Grande RJ	Cuiabá MT
pH (MPV)	6,7	5,42	5,2	6,91	5,2	5,46	4,9	5,22	5,2
Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) $\mu\text{mol L}^{-1}$									
Cl^-	53,4	188	37,2	142,4	10,7	21,8	5,2	178	10,2
NO_3^-	19,4	13,7	24,0	62,3	20,2	16,9	5,4	12,0	14,2
SO_4^{2-}	19,8	24,1	11,8	56,2	12,1	67,6	1,7	17,4	4,65
Na^+	49,3	180	30,7	130,6	13,5	3,33	3,8	142	7,09
NH_4^+	15,8	10	14,1	75,4	32,7	13,9	3,7	9,9	31,6
K^+	6,7	10,6	13,3	85,2	3,81	2,90	1,5	7,1	12,2
Ca^{2+}	50,5	15,1	12,9	82,7	7,39	-	0,90	4,6	17,2
Mg^{2+}	9,85	18,7	2,5	46,6	3,16	-	0,96	20,2	5,34
Período amostragem	2006-2009	2005- 2006	1997-1999	2006-2007	2002-2004	2002	1998-2001	2002	2006-2009
Amostragem	Bulk	Bulk	Wet	Wet-only	Wet only	Bulk	Wet-only	Wet-only	Bulk
Referência	Budhavant et al. (2011)	Mkadam et al. (2008)	H.Celle- Jeanton et al. (2009)	Al-Khashman (2009)	Santos et al (2007)	Pelicho et al., 2006	Pauliquevis et al., 2007	Souza et al., 2006	Este trabalho

5.3. Deposição Seca (dustfall)

As coletas de deposição seca foram realizadas entre 12/08/2006 a 30/09/2006, entre 07/08/2007 a 21/09/2007, 06/08/2008 a 19/08/2009, e 18/08/2009 a 28/09/2009, totalizando 117 amostras, sendo que 102 amostras foram mantidas após a comparação dos resultados do balanço iônico (entre a somatória dos cátions e ânions, Figura 29) e entre a condutividade elétrica medida e calculada (Figura 30), conforme recomendado pela WMO (2004) e Peden et al. (1986), o que representam 87% do conjunto amostrado.

Figura 29 - Balanço iônico das amostras de deposição seca em Cuiabá-MT, nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009

Figura 30 - Comparação entre a condutividade medida e calculada das amostras de deposição seca em Cuiabá-MT, nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009.

Considerando as amostragens dos anos de 2006-2009, verificou-se que os valores de pH variaram de 5,9 a 9,4 em 2006, de 6,47 a 8,12 em 2007, e de 6,07 a 7,77 em 2008, e 4,62 a 6,98 em 2009, com predomínio de amostras alcalinas conforme verificado pelo seu histograma (Figura 31). Para a condutividade elétrica, os valores variaram de 5,46 a 81,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Pela análise de seu histograma, verificou-se que na maioria das amostras os valores encontrados foram entre 10 e 20 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 32). No geral, se observou que o aumento do valor do pH esteve associado ao aumento da condutividade, indicando a presença de espécies alcalinas. Este comportamento mostrou a importância da contribuição das taxas iônicas das amostras oriundas das altas concentrações de espécies de hidróxidos e/ou carbonatos/bicarbonatos de cálcio e magnésio, o que pode explicar os elevados valores de pH e condutividade. Na figura 33 verifica-se a variação dos valores de pH e condutividade, bem como as taxas de deposição para os cátions e ânions medidos.

Figura 31 - Histograma dos valores de pH das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.

Figura 32 – Histograma dos valores de condutividade elétrica das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.

Figura 33 – Variação dos valores de pH (A), condutividade elétrica (B), taxa de deposição dos Ânions (C) e taxa de deposição dos Cátions (D) das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009

Foi observada uma significativa variação das concentrações de todos os íons analisados e em alguns casos, a variação foi maior do que os valores médios, resultados característicos para amostras atmosféricas, onde as concentrações iônicas têm influência dos processos de emissão e das condições atmosféricas. A Tabela 9 mostra a variação média das concentrações iônicas de deposição seca e seu desvio padrão para os íons analisados. É importante enfatizar que nas análises cromatográficas dos ânions, foram observados picos referentes ao acetato, fosfato e glicolato, mas não o suficiente para serem quantificados. Foi observada uma significativa variação das concentrações de todos os íons analisados e em alguns casos, a variação foi maior do que os valores médios, resultados característicos para amostras atmosféricas, onde as concentrações iônicas têm influência dos processos de emissão e das condições atmosféricas.

Tabela 9 - Análise descritiva (número de amostras - N; média; desvio padrão (DP); mediana; valores mínimos e máximos) dos valores de pH, condutividade elétrica e taxa de deposição dos íons nas amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.

	N	Média	±DP	Mediana	Min	Max
pH	102	6,74	0,76	6,79	4,62	9,41
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	102	16,8	11,1	13,2	5,46	81,5
$\text{mg m}^{-2} \text{dia}^{-1}$						
F^-	55	0,05	0,76	6,79	4,62	9,41
$\text{HOCH}_2\text{COO}^-$	50	0,90	11,1	13,2	5,46	81,5
CH_3COO^-	22	0,36	0,14	0,02	0,001	1,01
HCOO^-	80	0,17	0,81	0,64	0,04	3,99
Cl^-	102	1,77	0,52	0,12	0,03	2,03
NO_3^-	101	1,19	0,15	0,12	0,01	0,83
PO_4^-	60	0,36	3,16	0,60	0,04	21,8
SO_4^{2-}	101	0,53	1,03	0,80	0,02	5,76
$\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$	91	0,42	0,31	0,24	0,08	1,47
Na^+	102	0,42	0,46	0,41	0,08	3,82
NH_4^+	102	0,36	0,41	0,28	0,05	2,67
K^+	102	2,29	0,33	0,32	0,06	1,63
Ca^{2+}	102	2,24	0,42	0,20	0,04	3,19
Mg^{2+}	101	0,28	3,31	0,80	0,14	16,7

A direção do vento predominante na amostragem de 2006 foi N, em 2007 SSW e N, em 2008 NNW e SSW, e em 2009 predominou vento N. O vento de NNW e N são provenientes da borda do Planalto de Chapada dos Guimarães e da Província Serrana, bem como da região central de Cuiabá, enquanto que o vento de SSW pode indicar atuação de sistemas frontais, mas que também possui extensas áreas com cobertura vegetada, sendo mais susceptível a sofrer com a ação das queimadas durante a seca. Durante o período de amostragem foi observada baixa velocidade do vento, conforme observado na Tabela 1, indicando uma boa eficiência na amostragem de deposição seca (Watson et al. 1988).

Para o período amostrado, o fenômeno de inversão térmica é uma condição comum (Maitelli, 1994) de ser verificada, em função das altas temperaturas durante o dia, e da perda de radiação a noite em função da baixa umidade da atmosfera. Então temos durante a estação seca uma baixa velocidade do vento que se associada à ocorrência de inversão térmica (condições de estabilidade atmosférica) e focos de queimadas que podem contribuir para o aumento dos poluentes atmosféricos. Como consequência podem aumentar a taxa de deposição seca. É importante ressaltar que durante a amostragem houve volumes de precipitação acima da média histórica em 2006 e 2009, e em 2007 e 2008 foram registrados os maiores índices de queimada em Cuiabá e no seu entorno. A Figura 34 mostra a variação dos focos de queimada no Mato Grosso, nas cidades do entorno de Cuiabá, e Cuiabá, bem como a distribuição do volume precipitado no período amostrado. Verifica-se

que o número de focos de queimadas em Cuiabá é bem pequeno quando comparado com o Estado de Mato Grosso, e as cidades do seu entorno, uma vez que nela, as queimadas são mais urbanas, enquanto que nas outras tem-se a abertura de novas áreas para atividades agropecuárias.

Assim, se observa na Figura 35 a distribuição geográfica dos focos de queimadas em Cuiabá e no seu entorno. Na Figura 36 tem-se que as taxas de deposição diária foram inferiores em 2006 e 2009, visto os volumes precipitados e os focos de queima em Cuiabá e seu entorno. Em 2008, mais focos de queima pode ter corroborado para que as taxas fossem maiores que os outros anos.

Figura 34 – Número de focos de queimadas pelo satélite NOAA (INPE, 2010), durante o período de coleta de deposição seca, no Estado de Mato Grosso (A), cidades do entorno de Cuiabá (B) e em Cuiabá (C), e a distribuição da precipitação (mm) no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009 durante a amostragem de deposição seca.

Figura 35 – Mapa com a localização dos focos de calor obtidas pelo satélite NOAA 15 (MODIS/RapidResponse NASA GSFC – INPE, 2010) para o período de amostragem de deposição passiva em 2006 (A), 2007 (B), 2008 (C) e 2009 (D).

Figura 36 – Variação da taxa iônica de deposição diária (sem incluir o íon bicarbonato) das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.

Durante o período de amostragem, em quatro dias que não foi possível amostrar em 2006, sendo um dia 28/08 devido a precipitação de 7,8 mm (dividida em 2 eventos, sendo um de 2,6 e outro de 5,2 mm), um em 5/09 devido a problemas na amostragem, outro em 11/09 devido a uma precipitação no fim de semana de 118 mm, e outra em 20/09 ocasionado por uma precipitação de 7,8 mm (dividida em 2 eventos, um de 0,4 e outro de 7,4mm). Em 2007 foram dois dias que não houve amostragem, sendo 07/09 por problemas na amostragem, e em 20/09 devido a uma garoa de 0,3mm. Em 2008, não foi amostrado apenas no dia 12/09 em função a problemas na amostragem. No ano de 2009, durante o período de amostragem, foram coletadas seis eventos de precipitação, sendo três eventos em agosto (total de 108,6 mm – distribuídos em 5,8 mm em 20/08, 85,6 mm em 25/08 e 17,2 mm em 31/08), e três eventos em setembro (total de 58,5 mm – distribuídos em 41,2 mm em 21/09, 6,1 mm em 22/09 e 11,2 mm em 28/09).

Considerando as amostras de água de chuva utilizadas nesta análise, e observando as taxas de deposição (mg m^{-2}) das mesmas, se verifica que as chuvas apresentam uma eficiência de remoção bem maior do que a deposição seca. Comparando a Figura 36 com a tabela 10 e mesmo desconsiderando os teores de bicarbonato estimados, verificou-se que as chuvas apresentaram uma melhor eficiência na remoção das espécies dispersas na atmosfera.

Tabela 10 - Taxa de deposição dos eventos de chuva coletados durante amostragem de deposição seca no Campus da UFMT em Cuiabá-MT.

Data	28 Ago/06	9 Set/06	20 Set/06	20 Ago/09
Volume (mm)	7,8	118	7,8	5,8
	Taxa de deposição mg m^{-2}			
Fluoreto	0,08	-	0,01	1,85
Glicolato	3,53	27,5	1,19	-
Acetato	1,81	-	-	-
Formiato	5,99	3,87	0,30	22,8
Cloreto	4,29	20,7	3,18	2,06
Nitrato	23,6	101	23,4	9,2
Fosfato	-	12,9	0,04	-
Sulfato	14,3	56,5	12,9	5,13
Oxalato	4,06	-	0,02	8,81
Bicarbonato	177,1	11448	4699	0,05
Sódio	3,01	19,6	1,46	3,58
Amônio	11,1	35,0	21,6	-
Potássio	4,7	28,4	5,33	5,15
Cálcio	13,6	33,0	12,6	12,8
Magnésio	2,41	-	1,86	1,75
Total de ions	266	11776	4783	73,2

Algumas substâncias como a hidroxila (OH^-), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e amônia (NH_3) colaboram na neutralização da acidez. A região de Cuiabá tem presença significativa de calcário (devido as jazidas existentes na Província Serrana), predominantemente constituído de carbonato de cálcio (CaCO_3), que ao se dissolver na fase líquida da atmosfera (águas de nuvens, garoas e chuvas) pode liberar o ânion CO_3^{2-} , reage com íons H^+ , formando bicarbonato (HCO_3^-):

Considerando as taxas de deposição para cada íon quantificado durante todo o período, as maiores contribuições foram do $\text{K}^+ > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{F}^-$ e Orgânicos $> \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ (Figura 37), sendo verificada a grande influência das queimadas, mas também do uso do solo do entorno da região (usos agrícolas intensos e exploração de calcário), como também poluição urbana oriunda da sobretudo da queima de combustíveis fósseis.

Durante a queima, espécies como o K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} são dispersadas na atmosfera pelo transporte de partículas e ação do vento (Ca^{2+} e Mg^{2+}) ou por processos de volatilização (K^+), e as emissões podem variar entre 4 e 10,6 kg ha^{-1} para K, 2,7 e 19,1 Kg ha^{-1} para Ca e entre 0,8 e 4,8 Kg ha^{-1} para Mg (Pivello-Pompéia, 1985). A temperatura de volatilização do potássio pode variar entre 550 e 750°C, enquanto que a do cálcio e magnésio é superior a 1000°C.

A alta concentração de K^+ e sua significativa correlação com o Cl^- (0,89) é mostrada na Tabela 11, diferentemente da baixa correlação entre Na^+ e Cl^- (0,34), pode ser considerada devido a emissão biogênica (Pauliquevis et al., 2007) e principalmente durante processos de intensa atividade de queima de biomassa na área (Trebs *et al.*, 2005). A intensa atividade de queima de biomassa tem sido associada com a emissão de K^+ (Forti et al., 2000), e durante a estação seca na Região Central do Brasil e na Bacia Amazônica brasileira, tem sido considerado responsável por aumentar em até duas vezes as concentrações de compostos iônicos e de material particulado, exceto o do Na^+ (Trebs *et al.*, 2005).

As correlações (Tabela 11) entre NH_4^+ e NO_3^- (0,61), PO_4^{3-} (0,81), SO_4^{2-} (0,69) e K^+ (0,80), indicam a influência das atividades agrícolas nos chapadões do entorno de Cuiabá, uma vez que tratam-se de componentes presentes em insumos agrícolas, utilizados no preparo do solo e início do plantio (entre os meses de agosto a outubro). O transporte dos elementos do solo para a atmosfera tem sido observado na composição da deposição passiva, assim como a alta correlação entre Cl^- e Na^+ é atribuída à influência do spray marinho (Morselli et al., 2008; Celle-Jeanton et al., 2009), outro fato que indica a continentalidade de Cuiabá, uma vez que a distância do litoral (cerca de 1800 Km) minimiza o efeito do spray marinho. Os trabalhos mostram que devido ao peso das partículas

coletadas por deposição passiva, as fontes locais e o transporte local são muito importantes no entendimento dos resultados.

Figura 37 – Contribuição (%) das espécies iônicas determinadas (exceto o bicarbonato) na taxa de deposição total das amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre os meses de agosto e setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.

Tabela 11 - Análise de correlação das espécies iônicas nas amostras de deposição seca coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, entre os meses de Agosto e Setembro de 2006, 2007, 2008 e 2009.

	H ⁺	Cond	F ⁻	HOCH ₂ COO ⁻	HCOO ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻	SO ₄ ²⁻	C ₂ O ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺
H ⁺	1,00													
Cond	-0,45	1,00												
F ⁻	0,02	0,54	1,00											
HOCH ₂ COO ⁻	0,45	0,44	0,72	1,00										
HCOO ⁻	-0,28	0,78	0,49	0,46	1,00									
Cl ⁻	0,18	0,41	-0,04	0,37	0,11	1,00								
NO ₃ ⁻	-0,46	0,94	0,53	0,46	0,93	0,26	1,00							
PO ₄ ⁻	-0,28	0,85	0,42	0,47	0,71	0,28	0,83	1,00						
SO ₄ ²⁻	-0,42	0,95	0,47	0,45	0,90	0,30	0,98	0,92	1,00					
C ₂ O ₄ ²⁻	-0,36	0,93	0,64	0,56	0,88	0,22	0,96	0,91	0,98	1,00				
Na ⁺	-0,01	0,35	0,02	0,37	0,49	0,34	0,49	0,31	0,46	0,40	1,00			
NH ₄ ⁺	-0,07	0,73	0,50	0,57	0,51	0,30	0,61	0,81	0,69	0,73	-0,08	1,00		
K ⁺	-0,28	0,82	0,34	0,46	0,71	0,89	0,81	0,98	0,90	0,89	0,37	0,80	1,00	
Ca ²⁺	-0,32	0,26	0,19	0,16	0,61	-0,29	0,49	0,20	0,42	0,43	0,66	-0,07	0,31	1,00
Mg ²⁺	-0,33	0,74	0,47	0,50	0,74	0,10	0,81	0,82	0,84	0,87	0,61	0,52	0,86	0,70

5.4. Material Particulado Inalável (PM_{2,5/10})

5.4.1. Amostragem de 24 horas

As concentrações de material particulado inalável, nas suas frações do particulado fino (MP_{2,5}) e grosso (MP_{2,5-10}), variaram entre 2,8 e 77,6, e 6,99 a 150 $\mu\text{g m}^{-3}$ respectivamente, enquanto que as de *black carbon* (BC) variaram 0,61 e 17,8 $\mu\text{g m}^{-3}$, e 0,05 e 4,47 $\mu\text{g m}^{-3}$ nas frações de MP_{2,5} e MP_{2,5-10} respectivamente, sendo as contribuições de cada fração apresentadas na Figura 38, 39, 40 e 41.

Verificou-se no geral, que houve um predomínio da fração MP_{2,5-10} em relação a fração MP_{2,5}, bem como mais de 80% das concentrações de BC estão presentes na fração do MP_{2,5}. Comparando com os volumes mensais de precipitação durante os meses de maio a setembro (estação seca) as concentrações de material particulado e BC foram superiores ao encontrado na estação chuvosa, o que é característico para áreas com este tipo de clima e que sofre com ação de queima de biomassa, bem como um maior volume precipitado em 2009.

As concentrações máximas foram superiores ao encontrados anteriormente em Cuiabá (Maenhaut et al., 1999; Artaxo et al., 1993), mas inferiores ao encontrado em Alta Floresta, no norte de Mato Grosso (Maenhaut et al., 2002), cujas concentrações de MP₁₀ chegaram a 350 $\mu\text{g m}^{-3}$. É importante ressaltar que os estudos realizados previamente em Cuiabá (Maenhaut et al., 1999; Artaxo et al., 1993) datam de amostragens realizadas entre os anos de 1990 e 1995, período em que Cuiabá apresentava população em torno de 430 mil habitantes e frota aproximada de 127 mil veículos automotores (SEPLAN, 2000). E quando o agronegócio começava a se firmar no Estado de Mato Grosso, sendo que esta atividade produzia 7,5 milhões de toneladas de grãos (considerando apenas soja e milho) em 1997, passando a 19,8 milhões de toneladas em 2006 (SEPLAN, 2007), com significativa expansão da produção agrícola sobre os Planaltos Mato-Grossenses, incluindo o dos Alcantilados e Chapada do Guimarães.

No ano de 2007 um grande incêndio atingiu o Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, a cerca de 50 Km de Cuiabá, onde se queimou cerca de 16 mil hectares em pouco mais de 12 dias, e causou perda da visibilidade em Cuiabá, devido as cinzas suspensas na atmosfera. Na Figura 42 é possível verificar o impacto deste tipo de queimada na cidade de Cuiabá, uma vez que se observa a atmosfera em situação normal durante a estação chuvosa, e deste evento específico.

As Tabelas 12 e 13 apresentam a análise descritiva (n, média, desvio padrão – DP, mediana, máxima e mínima) para as frações MP_{2,5} e MP_{2,5-10} em relação a concentração de massa, BC, iônica e elementar das amostras, considerando todo o período analisado e cada

estação (seca e chuvosa) separadamente. Os principais contribuintes para o $MP_{2,5}$ foram o BC, SO_4^{2-} , K^+ , $C_2O_4^{2-}$, NH_4^+ , NO_3^- , Al, Si e P, enquanto que para o $MP_{2,5-10}$ foram Al, Si, Fe e Ca. Os resultados indicam bem a origem do particulado, uma vez que na fração do grosso predominam elementos do solo, enquanto que no fino, a maior parte das partículas resultam de processos de combustão e reações fotoquímicas na atmosfera.

Aplicando conceitos de modelo receptor (Watson et al., 2002), foi realizado o balanço químico de massa levando em conta as principais fontes emissoras que colaboram na composição do $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$, através do elemento traçador. Para tal, foram considerados que os elementos eram provenientes de uma única fonte, sendo considerados em função de toda caracterização realizada na área.

Foram consideradas as seguintes fontes:

Solo - Al (Al_2O_3), Si (SiO_2), Ti (TiO), Fe (Fe_2O_3), Cl⁻, Na⁺, P (P_2O_5);

Cimento/Calcário: Mg^{2+} , Ca (CaO_3);

Queima de biomassa: K^+ , Oxalato²⁻, BC;

Secundários: SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^-

Urbano-Industrial: Cr, Zn (ZnO), Ni, V (VO), Cu (Cu_2O), Mn (MnO_2), Se, Br, F⁻, Pb;

Desconhecido: componentes não analisados (como H_2O , orgânicos...)

Assim as queimadas contribuem com até 34% da composição do $MP_{2,5}$ na estação seca, sendo o solo e os aerossóis secundários as outras fontes principais (Figuras 43 e 44). Para o $MP_{2,5-10}$, as emissões provenientes do solo foi responsável por até 30% de sua composição, sendo importantes também a exploração de calcário/indústria de cimento e também emissões oriundas da poluição urbana/industrial (Figuras 43 e 44). Na fração do $MP_{2,5}$, entre 53 e 59% da composição é de fonte desconhecida, enquanto que no $MP_{2,5-10}$ esta fatia ficou entre 57 e 58%, em função de que nem todos os íons e elementos foram determinados. Uma quantia considerável desta fonte desconhecida por ser devido a presença de água, uma vez que em locais com elevada umidade relativa, (superior a 80%), mais de 50% da massa dos aerossóis pode ser de água (Zhan et al., 1993).

Figura 38 – Variação das concentrações de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.

Figura 39 – Variação das concentrações de black carbon (BC) nas frações de $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$ para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.

Figura 40 - Variação das concentrações mensais de PM2,5 e PM2,5-10 para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.

Figura 41 - Variação das concentrações mensais de black carbon (BC) nas frações de MP2,5 e MP2,5-10 para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 e Novembro/2009.

Figura 42 - Efeitos das queimadas no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães em Setembro/2007. A) visão de Cuiabá durante a estação chuvosa; B) visão durante queimada intensa em Setembro/2007. Autora: Amanda Dias, 2007.

Figura 43 - Balanço químico de massa para o MP_{2,5-10} e MP_{2,5} amostrado em Cuiabá com amostragem de 24 horas na estação chuvosa entre Janeiro/2008 a Novembro/2009

Figura 44 - Balanço químico de massa para o MP_{2,5-10} e MP_{2,5} amostrado em Cuiabá com amostragem de 24 horas na estação seca entre Janeiro/2008 a Novembro/2009

Tabela 12 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 24 horas de material particulado na fração do fino (MP_{2,5}) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 a Novembro/2009.

	Período Todo						Estação Chuvosa (outubro a abril)						Estação Seca (maio a setembro)					
	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx
Concentração (µg m ⁻³)																		
PM _{2,5}	222	18,0	10,9	15,2	2,80	77,6	108	13,0	8,59	10,7	3,93	77,6	114	22,8	10,7	22,0	2,80	59,5
BC	221	5,39	3,87	4,33	0,61	17,8	108	3,37	2,15	2,84	0,61	13,4	113	7,33	4,15	6,87	0,79	17,8
Na ⁺	218	0,06	0,03	0,05	0,01	0,29	108	0,05	0,03	0,04	0,01	0,15	110	0,06	0,04	0,05	0,02	0,29
NH ₄ ⁺	220	0,15	0,15	0,08	0,01	0,77	108	0,11	0,12	0,06	0,01	0,53	112	0,18	0,17	0,16	0,01	0,77
K ⁺	219	0,24	0,21	0,19	0,01	1,47	108	0,16	0,18	0,12	0,01	1,47	111	0,32	0,21	0,27	0,03	1,06
Mg ²⁺	220	0,02	0,01	0,01	0,005	0,06	108	0,01	0,01	0,01	0,005	0,05	112	0,02	0,01	0,02	0,005	0,06
F ⁻	80	0,02	0,01	0,02	0,006	0,06	36	0,01	0,00	0,01	0,006	0,02	44	0,02	0,01	0,02	0,006	0,06
Cl ⁻	128	0,06	0,03	0,05	0,007	0,20	46	0,05	0,04	0,05	0,007	0,20	82	0,06	0,03	0,06	0,007	0,18
NO ₃ ⁻	175	0,14	0,09	0,11	0,02	0,59	72	0,11	0,07	0,10	0,02	0,53	103	0,16	0,10	0,12	0,02	0,59
SO ₄ ²⁻	220	0,67	0,38	0,57	0,14	2,07	108	0,53	0,33	0,43	0,14	1,80	112	0,81	0,38	0,74	0,15	2,07
C ₂ O ₄ ²⁻	73	0,26	0,28	0,20	0,02	1,65	26	0,17	0,09	0,18	0,02	0,37	47	0,31	0,33	0,21	0,03	1,65
Concentração (ng m ⁻³)																		
Al	208	175	242	71,0	0,005	1063	101	116	124	75,9	0,30	594	107	231	306	43,8	0,01	1063
Si	214	202	224	151	0,77	1031	103	142	203	67,9	0,77	898	111	258	228	217	3,026	1031
Br	127	8,78	32,4	4,09	0,02	358	46	10,0	52,5	1,20	0,02	358	81	8,07	10,3	5,25	0,22	62,6
Se	110	5,53	23,8	1,50	0,01	224	50	1,20	0,98	0,87	0,01	3,83	60	9,14	31,9	2,47	0,02	224
Mn	155	141	221	27,0	0,02	981	75	81,7	100	71,1	0,02	613	80	196	281	4,95	0,03	981
Cu	152	7,92	8,03	6,54	0,02	74,4	69	9,06	9,34	7,42	0,07	74,4	83	6,98	6,67	5,08	0,02	23,4
V	192	17,8	68,2	1,20	0,004	494	90	6,13	17,5	0,46	0,004	90,6	102	28,1	91,2	2,20	0,02	494
Ni	184	9,26	8,59	6,32	0,009	42,6	80	6,37	5,27	5,10	0,009	30,6	104	11,5	9,92	9,12	0,06	42,6
Zn	130	12,0	49,5	4,38	0,02	502	48	6,21	6,02	4,98	0,02	27,0	82	15,4	62,0	4,18	0,11	502
Cr	201	162	247	5,61	0,08	1064	92	56,4	130	2,09	0,08	743	109	252	285	134	0,09	1064
Ti	157	5,03	19,7	1,01	0,01	193	83	2,30	4,30	0,68	0,01	27,8	74	8,09	28,2	1,17	0,03	193
Fe	158	51,8	131	8,47	0,004	885	70	45,7	88,0	7,25	0,04	624	88	56,7	158	8,90	0,004	885
P	195	142	185	41,1	0,08	1033	91	127	173	58,2	0,08	1033	104	156	195	33,7	0,34	893
Ca	167	24,3	39,0	8,03	0,08	225	80	25,9	33,8	7,98	0,11	183	87	22,8	43,4	8,67	0,08	225

Tabela 13 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 24 horas de material particulado na fração do grosso (PM_{2,5-10}) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, entre Janeiro/2008 a Novembro/2009

	Período Todo						Estação Chuvosa (outubro a abril)						Estação Seca (maio a setembro)					
	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx
Concentração (µg m ⁻³)																		
PM _{2,5-10}	222	41,1	26,6	32,0	6,99	150	108	25,6	14,3	21,9	8,35	101	114	55,8	27,2	54,9	7,0	150
BC	220	1,18	0,93	0,92	0,05	4,47	108	0,69	0,59	0,56	0,05	3,63	112	1,66	0,95	1,64	0,08	4,47
Na ⁺	214	0,10	0,20	0,07	0,01	2,86	105	0,06	0,05	0,04	0,01	0,25	109	0,14	0,28	0,09	0,02	2,86
NH ₄ ⁺	214	0,04	0,04	0,03	0,0004	0,38	105	0,04	0,04	0,03	0,01	0,38	109	0,05	0,04	0,02	0,00	0,23
K ⁺	211	0,09	0,05	0,08	0,01	0,29	105	0,09	0,05	0,07	0,02	0,29	106	0,09	0,05	0,09	0,01	0,23
Mg ²⁺	214	0,08	0,05	0,07	0,005	0,32	105	0,06	0,04	0,05	0,00	0,25	109	0,10	0,06	0,09	0,01	0,32
F ⁻	204	0,02	0,01	0,02	0,01	0,08	99	0,01	0,01	0,01	0,01	0,07	105	0,02	0,01	0,02	0,01	0,08
Cl ⁻	214	0,11	0,06	0,10	0,02	0,42	105	0,09	0,04	0,08	0,02	0,22	109	0,13	0,06	0,13	0,02	0,42
NO ₃ ⁻	182	0,28	0,19	0,23	0,07	1,33	77	0,21	0,14	0,18	0,07	0,96	105	0,33	0,21	0,28	0,07	1,33
SO ₄ ²⁻	214	0,32	0,12	0,30	0,10	0,73	105	0,27	0,10	0,24	0,10	0,62	109	0,37	0,12	0,35	0,18	0,73
C ₂ O ₄ ²⁻	63	0,21	0,20	0,16	0,02	1,03	35	0,24	0,25	0,14	0,02	1,03	28	0,18	0,08	0,18	0,02	0,37
Concentração (ng m ⁻³)																		
Al	214	2194	1874	1801	134,3	14684	106	1336	996,4	1082	134,3	4603	108	3036	2139	2625	162,1	14684
Si	214	2283	2508	1454	9,51	9426	106	1223	1736	656,2	20,76	9426	108	3323	2712	3247	9,51	9373
Ti	212	92,7	104	52,4	0,18	427,4	105	47,5	69,5	20,6	0,42	390,6	107	137	113	126	0,18	427
Fe	159	2446	2098	1938	0,023	7872	66	1419	1384	965,0	0,05	6834	93	3175	2216	3044	0,02	7872
Cr	213	8,40	14,48	6,31	0,32	195,5	105	6,57	19,0	3,49	0,32	196	108	10,2	7,71	8,34	0,68	56,6
Zn	159	16,05	10,87	15,8	0,053	50,55	70	14,0	9,65	12,6	0,07	37,1	89	17,7	11,5	18,3	0,05	50,6
V	213	4,96	4,24	3,23	0,05	18,7	105	2,64	2,47	2,14	0,07	16,2	108	7,22	4,38	7,48	0,05	18,7
Cu	206	14,15	8,53	13,7	0,478	60,6	100	12,4	7,02	10,7	0,50	32,3	106	15,8	9,48	15,3	0,48	60,6
Mn	214	956,2	1459	240,5	1,35	11452	106	644	789	355	1,35	3137	108	1263	1852	35,5	2,33	11452
Ni	139	7,57	8,72	4,75	0,023	49,6	52	7,33	6,15	7,19	0,03	23,1	87	7,71	9,98	2,32	0,02	49,6
P	214	81,01	47,48	73,3	9,81	294	106	62,1	33,9	55,6	9,81	190	108	99,6	51,5	90,2	21,1	294
Se	93	1,49	2,21	0,71	0,007	13,6	41	1,04	2,15	0,40	0,04	13,6	52	1,84	2,22	0,97	0,01	8,43
Br	99	2,39	2,74	1,33	0,005	12,5	38	0,99	0,85	0,79	0,03	4,22	61	3,26	3,13	1,75	0,01	12,5
Pb	106	5,27	5,99	4,23	0,103	49,6	37	3,63	8,18	1,66	0,10	49,6	69	6,15	4,22	5,76	0,18	25,1
Ca	214	1097	1058	823,5	9,05	4602	106	796	922	475	9,05	3384	108	1393	1103	1167	18,6	4602

5.4.2. Amostragem de 12 horas (perfil Diurno x Noturno)

As amostragens de 12 horas procuraram compreender o perfil diurno e noturno do material particulado inalável foram realizadas entre 20/Jan a 02/Fev/2008, 10 a 23/Jul/2008, 16 a 29/Set/2008, 13 a 26/Jan/2009, 29/Jun a 12/Jul/2009 e 13 a 18/Set/2009 (sendo este último mais curto em função da antecipação da estação chuvosa em 2009). As trocas foram realizadas sempre as 06:00 e 18:00 horas.

Ao verificar os resultados tanto para a fração $MP_{2,5}$ quanto $MP_{2,5-10}$ se verificou que as maiores concentrações foram registradas no período noturno. Na Tabela 14 e Tabela 15 são apresentadas as análises descritivas (n, média, desvio padrão – DP, mediana, máxima e mínima) para as frações $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$ em relação a concentração de massa, BC, iônica e elementar das amostras, considerando período analisado nos perfis diurno e noturno.

Os resultados seguem o padrão da amostragem de 24 horas no que diz respeito a contribuição dos elementos analisados, onde os principais contribuintes para o $MP_{2,5}$ foram o BC, SO_4^{2-} , $C_2O_4^{2-}$, K^+ , NO_3^- , NH_4^+ , Al, Si e P, enquanto que para o $MP_{2,5-10}$ foram Al, Si, Fe e Ca, ou seja no particulado fino a maior parte das partículas resultam de processos de combustão e reações fotoquímicas na atmosfera enquanto que no grosso predominam elementos do solo.

Outro ponto importante é que no período noturno, as concentrações de material particulado e BC foram superiores que no período diurno (Figuras 45 e 46), uma vez que a noite o fenômeno de inversão térmica é comum, sobretudo nos meses de Julho e Setembro, o que dificulta a dispersão dos poluentes na atmosfera. Outro fator é a circulação de veículos noturna é inferior a diurna, sendo o efeito de re-suspensão de poeira do solo é minimizado.

Considerando os padrões da OMS para $MP_{2,5}$ e MP_{10} para 24 horas, verificou-se que durante as campanhas de julho e setembro o padrão foi ultrapassado várias vezes. Sendo os máximos de $MP_{2,5}$ de $44,8 \mu g m^{-3}$ para o período diurno e $75,5 \mu g m^{-3}$ para o noturno, sendo que os máximos. Para o $MP_{2,5-10}$ os máximos foram $102 \mu g m^{-3}$ para o período diurno e $134 \mu g m^{-3}$ para o noturno. Observou-se que os valores máximos de somente uma das frações já seriam suficientes para ultrapassar o padrão diário, tanto da OMS quando o estabelecido pelo CONAMA para MP_{10} . No período noturno, a maior concentração obtida para black carbon foi de $26,9 \mu g m^{-3}$, o que corresponde a 1/3 da maior concentração de $MP_{2,5}$. E caso essa concentração fosse mantida por 24 horas, somente o black carbon já seria suficiente para extrapolar o padrão da OMS para concentrações diárias de $MP_{2,5}$.

Ao se realizar o balanço químico de massa com as mesmas assinaturas de fonte utilizadas na amostragem de 24 horas, se verificou de maneira geral que o efeito de re-suspensão de poeira do solo foi maior durante o dia, assim como a contribuição dos aerossóis secundários. Entretanto, considerando as frações separadamente, as queimadas foram a fonte que mais contribuiu para a formação do $MP_{2,5}$, enquanto que as emissões oriundas do solo foi o principal componente na formação do $MP_{2,5-10}$ (Figuras 47 e 48).

Tabela 14 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 12 horas de material particulado na fração do fino ($MP_{2,5}$) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, em Janeiro, Julho e Setembro de 2008 e 2009

	Diurno						Noturno					
	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx
Concentração ($\mu\text{g m}^{-3}$)												
$PM_{2,5}$	75	17,8	10,2	13,1	5,39	44,8	71	26,3	15,8	24,2	3,31	75,5
BC	75	5,22	3,73	4,18	0,31	17,8	71	7,78	6,11	6,74	0,49	26,9
Na^+	73	0,07	0,03	0,06	0,01	0,18	70	0,08	0,05	0,07	0,03	0,42
NH_4^+	73	0,18	0,18	0,12	0,02	0,84	70	0,14	0,16	0,08	0,02	0,70
K^+	73	0,26	0,20	0,19	0,004	0,75	70	0,29	0,24	0,21	0,02	1,01
Mg^{2+}	73	0,02	0,01	0,02	0,01	0,07	70	0,03	0,02	0,02	0,01	0,08
F^-	24	0,03	0,01	0,04	0,01	0,07	21	0,03	0,02	0,03	0,01	0,07
Cl^-	33	0,08	0,04	0,07	0,02	0,22	43	0,10	0,04	0,10	0,02	0,26
NO_3^-	57	0,18	0,06	0,18	0,04	0,37	61	0,25	0,14	0,22	0,07	0,82
SO_4^{2-}	73	0,77	0,39	0,68	0,26	1,84	70	0,78	0,39	0,77	0,28	1,77
$C_2O_4^{2-}$	8	0,30	0,14	0,23	0,16	0,49	14	0,42	0,31	0,31	0,15	1,25
Concentração (ng m^{-3})												
Al	62	186	243	105	0,04	978	65	231	351	62,7	0,06	1323
Si	71	212	223	133	0,34	839	64	222	247	150	0,87	967
P	64	191	247	68,1	0,59	1108	66	131	182	42,2	0,08	674
Ca	55	25,1	32,0	12,6	0,05	168	53	24,3	29,0	12,8	0,07	134
Ti	47	2,53	2,39	1,72	0,09	10,0	37	22,0	76,5	1,67	0,10	383
V	55	101	267	2,69	0,07	988	56	9,44	51,6	0,94	0,02	386
Cr	53	262	343	29,7	0,06	1108	63	194	326	5,83	0,18	1588
Mn	43	159	240	17,0	0,18	767	44	246	385	19,4	0,46	1277
Fe	53	37,0	47,5	16,1	0,05	212	37	48,0	79,9	11,6	0,01	283
Ni	54	12,4	11,1	10,0	0,12	43,1	56	11,5	8,95	9,19	0,12	41,0
Cu	46	13,2	36,6	6,60	0,13	253	47	11,0	9,85	9,46	0,09	41,0
Zn	43	11,4	32,7	4,83	0,02	215	36	19,7	82,9	5,20	0,09	502
Se	26	3,53	3,83	1,23	0,03	14,9	33	10,3	38,6	2,99	0,02	224
Br	34	6,50	5,83	5,56	0,06	25,5	33	9,70	3,58	0,08	105	22,6

Tabela 15 - Estatística descritiva (número de amostras, média, desvio padrão - DP, e valores mínimos e máximos) para amostragem de 12 horas de material particulado na fração do grosso (MP_{2,5-10}) coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, em Janeiro, Julho e Setembro de 2008 e 2009

	Diurno						Noturno					
	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx	N	Média	±DP	Mediana	Min	Máx
Concentração (µg m ⁻³)												
PM _{2,5-10}	75	41,9	26,3	34,3	5,87	102	71	55,0	35,7	51,1	3,87	134
BC	74	0,95	0,65	0,82	0,03	2,78	70	1,69	1,40	1,38	0,05	5,44
Na ⁺	72	0,12	0,11	0,09	0,01	0,46	71	0,11	0,08	0,10	0,01	0,36
NH ₄ ⁺	73	0,05	0,04	0,03	0,02	0,17	70	0,06	0,05	0,04	0,02	0,29
K ⁺	69	0,11	0,08	0,09	0,02	0,49	70	0,10	0,06	0,08	0,01	0,30
Mg ²⁺	72	0,11	0,07	0,09	0,01	0,32	71	0,11	0,07	0,10	0,01	0,32
F ⁻	66	0,03	0,01	0,02	0,01	0,07	65	0,03	0,01	0,02	0,01	0,06
Cl ⁻	70	0,12	0,05	0,11	0,03	0,43	70	0,18	0,08	0,16	0,06	0,41
NO ₃ ⁻	72	0,35	0,18	0,30	0,13	0,97	69	0,41	0,31	0,32	0,15	1,68
SO ₄ ²⁻	73	0,41	0,09	0,40	0,27	0,71	71	0,44	0,13	0,44	0,25	0,79
C ₂ O ₄ ²⁻	11	0,56	0,39	0,37	0,19	1,45	12	0,50	0,26	0,38	0,27	1,05
Concentração (ng m ⁻³)												
Al	70	2505	2125	1964	148	9195	68	2968	2586	2580	91,3	11665
Si	70	2314	2769	957	22	8876	68	2367	3220	186	10,3	10762
P	68	78,4	49,5	72,6	6,69	273	68	1312	892	1170	77,2	3605
Ca	70	1042	1092	372	14,4	4742	68	1044	1141	358	3,74	3717
Ti	67	96,2	110	36,2	0,72	375	65	98,4	128	16,1	0,18	422
V	66	4,95	4,05	3,76	0,02	16,7	62	6,54	4,95	5,91	0,07	17,9
Cr	69	13,3	46,5	5,33	0,07	389	64	11,1	9,09	8,49	0,04	33,9
Mn	69	1135	1795	34,4	3,65	6300	68	1468	2183	56,7	1,01	9137
Fe	38	2878	1879	2886	0,33	6084	45	2589	2578	2068	0,02	8031
Ni	30	9,33	8,57	7,54	0,05	31,6	41	10,6	10,2	5,94	0,002	28,6
Cu	64	14,1	9,01	11,1	0,69	42,0	64	17,9	10,2	17,4	0,16	39,2
Zn	41	16,6	9,88	18,1	0,22	44,9	48	14,3	12,1	14,0	0,05	42,6
Se	15	0,78	0,56	0,63	0,12	2,00	28	2,03	2,77	1,10	0,04	13,6
Br	11	0,73	0,52	0,57	0,20	1,70	20	2,91	2,99	1,82	0,05	12,5
Pb	27	4,60	4,69	3,59	0,26	23,7	25	5,63	5,14	5,27	0,05	25,1

Figura 45 - Variação da concentração diurna/noturna para $\text{PM}_{2.5}$ (A e B, respectivamente) e suas respectivas concentrações de BC (C e D, respectivamente), para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre os anos de 2008 e 2009.

Figura 46 - Variação da concentração diurna/noturna para $\text{PM}_{2.5-10}$ (A e B, respectivamente) e suas respectivas concentrações de BC (C e D, respectivamente), para amostras coletadas no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso em Cuiabá-MT, entre os anos de 2008 e 2009

Figura 47 - Balanço químico de massa para o perfil diurno do MP_{2,5-10} (lado esquerdo) e MP_{2,5} (lado direito) coletado em Cuiabá com amostragem de 12 horas em Janeiro/Fevereiro, Junho/Julho e Setembro dos anos de 2008 e 2009.

Figura 48 - Balanço químico de massa para o perfil noturno do MP_{2,5-10} (lado esquerdo) e MP_{2,5} (lado direito) coletado em Cuiabá com amostragem de 12 horas em Janeiro/Fevereiro, Junho/Julho e Setembro dos anos de 2008 e 2009

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos indicam que a ocorrência das queimadas é um fator importante para ocorrência de eventos de poluição atmosférica em Cuiabá, pois durante a estação seca (maio a setembro), tem-se um grande número de focos de queimadas em Cuiabá e no seu entorno. Tanto na composição iônica de águas de chuva quanto da deposição seca (dustfall), esta influência é perceptível pela elevação nas concentrações de K^+ associado ao Cl^- . No material particulado inalável ($MP_{2,5/10}$), sua influência é mais perceptível na fração $MP_{2,5}$, sendo as queimadas o principal fator responsável pelo aumento das concentrações em massa desta fração, bem como de seus constituintes, como o black carbon (BC), K^+ , NH_4^+ , e SO_4^{2-} .

Este tipo de amostragem simultânea (água de chuva, $MP_{2,5/10}$ e deposição seca) apresenta a vantagem de garantir uma amostragem de todo o espectro de tamanho das partículas atmosféricas, uma vez que as partículas até 10 μm são amostradas na forma de partículas inaláveis, sendo divididas na sua fração de até 2,5 μm , e na outra que vai de 2,5 a 10 μm . Na deposição seca amostram-se, sobretudo partículas maiores de 20 μm , pois partículas acima deste tamanho tem peso suficiente para vencer a resistência do ar e se depositar na superfície. As águas de chuvas se mostram como o mais eficiente meio de remoção dos poluentes atmosféricos, pois partículas menores podem servir de núcleos de condensação, e as maiores são mais facilmente removidas pelas gotas de chuva, além de que várias substâncias na fase gasosa podem ser solubilizadas pela água e se precipitar.

Analisando o sistema climatológico de Cuiabá onde 90% da precipitação se concentram entre outubro e abril, enquanto que entre maio e setembro há características de estabilidade atmosférica que associada às emissões de queima de biomassa e fraca ventilação (dificultando a dispersão dos poluentes), contribuem para o aumento das concentrações.

E, considerando os parâmetros da OMS (2005) para material particulado inalável, verificou-se que existem duas realidades em Cuiabá, sendo uma existente durante a estação chuvosa em função das baixas concentrações de $MP_{2,5}$ e $MP_{2,5-10}$, atendendo aos parâmetros da OMS (2005), bem como pelas baixas concentrações iônicas das águas de chuva. A outra realidade é a encontrada durante a estação seca, onde as concentrações superam os parâmetros estabelecidos, seja pela OMS ou pela resolução do CONAMA nº 03/1990, chegando a concentrações superiores a 150 $\mu g m^{-3}$ de PM_{10} . Assim, os resultados confirmam estudos anteriores sobre a importância das queimadas como fonte principal na formação dos aerossóis, sobretudo durante a estação seca, na região de influência amazônica (Pauliquevis et al., 2007; Trebs *et al.*,

2005; Maenhaut et al., 2002; Forti et al., 2000; Maenhaut et al., 1999; Artaxo et al., 1993).

A sociedade vive assim um grande dilema, pois de um lado está o avanço tecnológico e de consumo, vital para os capitalistas, e de outro está à vigilância ambiental, pois a percepção mais profunda que se pode extrair é a de que a vida humana é condicionada a qualidade do ambiente (ar, água, solos, etc.). Ou seja, caso não haja uma mudança no modo de ação, sobretudo dos grandes detentores de capital, a sociedade será penalizada pela falta de recursos hídricos e de poder respirar um ar de qualidade, onde os maiores prejudicados serão aqueles mais pobres, que carecem de melhores condições de moradia e saneamento básico, bem como não têm acesso a um serviço de saúde público de qualidade.

7. PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS

Para completo inventário das fontes, se faz necessário levantar novas informações para uma melhor caracterização destas que podem vir a contribuir na composição e concentração dos poluentes. A inexistência de uma rede de monitoramento de qualidade do ar em Mato Grosso é um ponto importante, uma vez que o trabalho reforça estudos anteriores sendo necessário um melhor acompanhamento destas condições, sobretudo na estação seca, quando a atividade de queima é mais intensa.

Está em fase de instalação uma nova unidade do grupo Votorantin para produção de cimento no município de Cuiabá, o que deve aumentar a influência das atividades de extração e beneficiamento do calcário nos próximos anos. Outro fator importante de se conhecer é o comportamento da altura da camada de mistura, uma vez que este não foi o objetivo deste trabalho, mas o conhecimento sobre este tema é de grande importância para uma avaliação mais completa, sobretudo como varia nas diferentes estações e efeitos nas concentrações de material particulado.

É importante ressaltar que faz-se necessário trabalhos que associem resultados de concentração de material particulado inalável e seus custos no Sistema Único de Saúde com atendimentos decorrentes do aumento dessas concentrações, sobretudo no período seco. Levantamento mais detalhado do inventário de emissões também contribuirá para aperfeiçoar o modelo receptor.

É necessária uma validação do processo de amostragem de deposição total, principalmente no período chuvoso, de modo a identificar quanto a deposição seca contribui para a deposição total. Também se faz necessário um aprofundamento nos processos de remoção dos aerossóis em Cuiabá, de modo a verificar como os eventos de precipitação são mais ou menos eficientes conforme o tamanho das gotas e o tipo de precipitação.

Estudos sobre o aproveitamento de água de chuva se mostram importantes, uma vez que tem-se em Cuiabá chuvas com baixas concentrações iônicas. Assim esta possibilidade pode ser observada na cidade, além de incentivar estudos em outros locais do Estado, sobretudo para aproveitamento de água de chuva em projetos de assentamentos rurais, o que pode colaborar para fixar a população no campo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIRES, C. B.; KIRCHHOFF, V.W.J.H. Transporte de monóxido de carbono gerado em queimadas para regiões onde não se queima. *Brazilian Journal of Geophysics*, Vol. 19(1), 2001.

AL-KHASHMAN, O. A. Chemical characteristics of rainwater collected at a western site of Jordan. *Atmospheric Research*, 91, 53–61, 2009.

ALBUQUERQUE, T.T.A. Distribuições de tamanho, composição química e identificação das fontes do aerossol atmosférico de São Paulo: um estudo de caso para o inverno de 2003. 2005. Dissertação (Mestrado), Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas. Universidade de São Paulo.

ALMEIDA FILHO, E. O. Avaliação das Fontes de Emissão de Material Particulado para a Atmosfera da Cidade de Cuiabá. 2006. 87 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra. Universidade Federal de Mato Grosso.

ALVES, L. M. Clima da Região Centro-Oeste do Brasil. In: Cavalcanti, I.F.A. et al. (orgs). *Tempo e Clima no Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p.235-242.

ANDRADE, M.F. Propriedades da matéria particulada inalável do aerossol atmosférico de São Paulo. Dissertação, Instituto de Física, IF/USP, 1986.

ANDRADE, M.F.; ORSINI, C.; MAENHAUT, W. Relation between aerosol sources and meteorological parameters for inhalable atmospheric particles in Sao Paulo City, Brazil. *Atmospheric Environment*, 28, n° 14, pp. 2307-2315, 1994.

ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R.M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P.A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Qual Atmos Health*, special edition, 2010.

ANDREAE, M. O. et al. "Biogeochemical cycling of carbon, water, energy, trace gases, and aerosols in Amazonia: the LBA-EUSTACH experiments". *Journal of Geophysical Research*, n. D20, p.8066 , 2002.

ARBEX, M. A.; CANÇADO, J. E. D.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F.; SALDIVA, P. H. do N. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, 30(2), p. 158-175, 2004.

ARTAXO, P.; GATTI, L. V.; LEAL, A. M. C.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; LARA, L. L.; PAULIQUEVIS, T. M.; PROCÓPIO, A. S.; RIZZO, L. V. Química atmosférica na Amazônia: A floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. *Acta Amazônica*, 35(2): 185 – 196, 2005.

ARTAXO, P.; CERAB, F.; RABELLO, M.L.C. (1993). Elemental composition of aerosol particles from two atmospheric monitoring stations in the Amazon Basin Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B75, 277-281, 1993.

BARBOSA, A. M. Caracterização elementar sazonal do PM10 e a influência das condições meteorológicas em Cuiabá-MT. 2007. 92 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra. Universidade Federal de Mato Grosso.

BAŞAK, B.; ALAGHA, O. The chemical composition of rainwater over Büyükçekmece Lake, Istanbul. **Atmospheric Research**, v.71, n.4, p.275–288, out. 2004

CARVALHO, L.M.V.; JONES, C. Zona de Convergência do Atlântico Sul. In: Cavalcanti, I.F.A. et al. (orgs). *Tempo e Clima no Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p.96-109.

CASTANHO, A. D. de A. A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera da cidade de São Paulo. 131 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

CAVALCANTI, H.C. Painéis sobre desastres: Queimadas. In: Seminário Nacional sobre Desastres Ambientais. Realizado nos dias 7 e 8 de novembro de 2000, Curitiba-PR. Brasília: O CONFEA, p. 143-157, 2001.

CAVALCANTI, I.F.A.; KOLSKY, V.E. Frentes frias sobre o Brasil. In: Cavalcanti, I.F.A. et al. (orgs). *Tempo e Clima no Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p.136-147.

CAVICCHIOLI, A.; MORRONE, E. P.; MARQUES, R.; FORNARO, A. Impactos atmosféricos das transformações territoriais e do crescimento do agronegócio na Amazônia mato-grossense. *Confins* [Online], 10 | 2010, posto online em 18 Novembro 2010. URL : <http://confins.revues.org/6646>

CELLE-JEANTON, H.; TRAVI, Y.; LOÏE-PILOT, M.-D.; HUNEAU, F.; BERTRAND, G.. Rainwater chemistry at a Mediterranean inland station (Avignon, France): Local contribution versus long-range supply. *Atmospheric Research*, 91, 118–126, 2009.

CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC), 2010. Base de dados. Disponível em: <http://cptec.inpe.br>. Acesso em 12 de janeiro de 2010.

CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC), 2008. Boletim Climanalise 2008. Disponível em: <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/boletim/> Acesso em 12 de janeiro de 2010

CETESB - *Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo – 2009*. (2010) Secretaria do Meio Ambiente, Série Relatórios- ISSN 0103-4103, São Paulo (www.cetesb.sp.gov.br).

CHEREMISINOFF, N.P. Handbook of air pollution prevention and control. Boston: Butterworth-Heinemann, Elsevier Science, 2002.

CHESTNUT, L. G.; MILLS, D. M. A fresh look at the benefits and costs of the US acid rain program. *J. Environ. Management* 77, 252–266, 2005.

CUNHA, G. R.; SANTI, A.; DALMAGO, G. A.; PIRES, J. L. F.; PASINATO, A. Dinâmica do pH da água das chuvas em Passo Fundo, RS. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.44, n.4, p.339-346, abr. 2009

DE MELLO, W. Z. Precipitation chemistry in the coast of the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Pollution*, 114, p. 235-242, 2001.

DE MELLO, W. Z.; ALMEIDA, M. D. de. Rainwater chemistry at the summit and southern flank of the Itatiaia massif, Southeastern Brazil. *Environmental Pollution*, 129, p. 63-68, 2004.

DREW, D. Processos Interativos Homem-Meio Ambiente. Tradução de José Alves dos Santos. 5.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 145-176, 2002.

EMBRAPA. Dados de queimadas na Amazônia Legal. 2010. Disponível em http://www.queimadas.cnpm.embrapa.br/bases/base_2009.htm

EPA - U.S. Environmental Protection Agency . Air pollution standards. 2010. Disponível em www.epa.gov

EPA - U.S. Environmental Protection Agency . Sampling of ambient air for PM₁₀ using an Andersen Dichotomous Sampler - Compendium Method IO-2.2, June, 35 p, 1999.

ESTEVAM, M. Utilização de Softwares em Análises Espectrais de XRF. Publicação Técnica – PT 02 / 05, Londrina: UEL, 2005.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazônica*, Vol 36(3), p.395-400, 2006.

FLUES, M.; HAMA, P.; LEMES, M.J.L.; DANTAS, E.S.K.; FORNARO, A. Evaluation of rainwater acidity of the rural region due to a coal-fired power plant in Brazil. *Atm. Environ.*, 36, 2397-2404. 2002

FORNARO, A. Águas de chuva: conceitos e breve histórico. Há chuva ácida no Brasil? *RevistaUsp – Dossiê Água*, 70, 78-87, 2006.

FORNARO, A., GUTZ, I.G.R. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil: Part 3. Trends in precipitation chemistry during 1983 – 2003 period. *Atm. Environ.*, 40, 5893-5901, 2006.

FORNARO, A., GUTZ, I.G.R. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil: Part 2. Contribution of formic and acetic acids, *Atm. Environ.*, 37, 117-128. 2003

FORTI, M.C.; MELFI, A.J.; ASTOLFO, R.; FOSTIER, A.H. Rainfall chemistry composition in two ecosystems in the northeastern Brazilian Amazon (Amapá State). *Journal of Geophysical Research* 105(D23), 28, 895-28, 905, 2000.

FREITAS, S.R.; LONGO, K.M.; SILVA DIAS, M.A.F.; SILVA DIAS, P.L. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. *Estudos Avançados* 19 (53), 2005

GALLOWAY, J.N.; LIKENS, G.E.; KEENE, W.C.; MILLER, J.M. The composition of precipitation in remote areas of the world. *Journal of Geophysical Research*, v.87, n.11, p.8771-8786, 1982.

HAI, C-X; YUAN, C-S; LIU, G-T; LI, X-J; ZHANG, F.; ZHANG X-J. Research on the Components of Dust Fall in Hohhot in Comparison with Surface Soil Components in Different Lands of Inner Mongolia Plateau. *Water Air Soil Pollut*, 190:27–34, 2008. doi: 10.1007/s11270-007-9576-9

HAN, G.; LIU, C. Strontium isotope and major ion chemistry of the rainwater from Guiyang, Guizhou Province, China. *Sci Total Environ.*, 364, 165–174. 2006.

HARLIS, D. C. *Análise Química Quantitativa*. Tradução de Carlos Alberto da Silva Riehl e Alcides Wagner Serpa Guarino. 5^a.ed. Rio de Janeiro: LTC, 2001, p. 862.

HE, J.; BALASUBRAMANIAN, R.; BURGER, D.F.; HICKS, K.; KUYLENSTIERNA, J.C.; PALANI, S. Dry and Wet Atmospheric Deposition of Nitrogen and Phosphorus in Singapore, *Atmospheric Environment*, 2011, doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.02.036

HIGA, T. C. S. Processo de ocupação e formação territorial. In: MORENO, G. e HIGA, T.C.S (orgs.). *Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente*. Cuiabá: Entrelinhas, p.18-33, 2005

HONÓRIO, B.A.D.; HORBE, A.M.C; SEYLER, P. Chemical composition of rainwater in western Amazonia – Brazil. *Atmospheric Research*, 98, 416-425, 2010.

IAEA - Agência Internacional de Energia Atômica. Disponível em: <http://www.iaea.org/OurWork/ST/NA/NAAL/pci/ins/xrf/pciXRFdown.php>, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (2010). Disponível em www.ibge.gov.br Acessado em 08 de agosto de 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Dados da série histórica de precipitação em Cuiabá-MT. 2010. Disponível em www.inmet.gov.br. Acesso em 15 jul. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático e Análise Sinótica. 2009. Disponível em www.inmet.gov.br. Acesso em 15 jul. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático e Análise Sinótica. 2008. Disponível em www.inmet.gov.br. Acesso em 15 jul. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático e Análise Sinótica. 2007. Disponível em www.inmet.gov.br. Acesso em 15 jul. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático e Análise Sinótica. 2006. Disponível em www.inmet.gov.br. Acesso em 15 jul. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Dados de focos de queimadas em Mato Grosso. 2010. Disponível em www.dpi.inpe.br/proarco. Acesso em 15 jul. 2010.

INSTITUTO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO URBANO - IPDU (2004). CD Rom: Perfil Socioeconômico de Cuiabá – Volume II. Cuiabá: Prefeitura Municipal de Cuiabá.

JACQUES, A.V.A. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a Vegetação. *Ciência Rural*, Santa Maria, 2003, 33(1), 177-181.

KOZERSKI, G. R.; HESS, S. C. Estimativa dos poluentes emitidos pelos ônibus e microônibus de Campo Grande/MS, empregando como Combustível diesel, biodiesel ou gás natural. *Eng. Sanit. Ambient*, v.2, n.2, p. 113-117, abr/jun. 2006.

KUMAR, A.; SARIN, M.M. Mineral aerosols from western India: Temporal variability of coarse and fine atmospheric dust and elemental characteristics. *Atmospheric Environment*, 2009, 43, 4005–4013.

LEAL, T.F.M.; FONTENELE, A.P.G.; PEDROTTI, J.J.; FORNARO, A. (2004). Composição iônica majoritária de águas de chuva no centro da cidade de São Paulo. *Quim. Nova*, 27(6), 855-861.

LOPES, A. S. (1983). Solos sob “cerrado”: características, propriedades e manejo. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato – Instituto Internacional da Potassa.

LORA, E.E.S. Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência, p.481, 2002

MAENHAUT, W.; FERNÁNDEZ-JIMÉNEZ, M.-T.; RAJTA, I.; ARTAXO, P. (2002). Two-year study of atmospheric aerosols in Alta Floresta, Brazil: Multielemental composition and source apportionment. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 189, 243–248.

MAENHAUT, W.; FERNÁNDEZ-JIMÉNEZ, M.-T.; ARTAXO, P. (1999). Long-Term Study of Atmospheric Aerosols in Cuiaba, Brazil: Multielemental composition, sources and source apportionment. *J. Aerosol Sci.* Vol. 30, Suppl. I, pp. S259--S260.

MAITELLI, G. T. (1994). Uma abordagem tridimensional de clima urbano em área tropical continental: o exemplo de Cuiabá-MT. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 204 p.

MAR, T. F.; NORRIS, G.A.; KOENIG, J. Q; LARSON, T. V. Associations between Air Pollution and Mortality in Phoenix, 1995–1997. *Environmental Health Perspectives* • Volume 108, Number 4, April, 2000.

MARCILIO, I; GOUVEIA, N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 23 Sup 4:S529-S536, 2007.

MARENGO, J.A.; AMBRIZZI, T.; SOARES, W.R. Jato de baixos níveis ao longo dos Andes. In: Cavalcanti, I.F.A. et al. (orgs). *Tempo e Clima no Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p.169-180.

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A. Clima da Região Amazônica. In: Cavalcanti, I.F.A. et al. (orgs). *Tempo e Clima no Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p.198-212.

MARQUES, R. et al. “PM_{2,5/10} and Black Carbon concentrations during transition period between dry and wet season of 2006 in CuiabáCity”. In: *European Aerosol Conference*, Thessaloniki, 2008.

MARQUES, R. A poluição atmosférica em Cuiabá: a água de chuva, deposição seca e material particulado inalável. Dissertação, ICHS, UFMT, 2006, 113 p.

MARQUES, R.; ZAMPARONI, C.A.G.P.; CASTRO E SILVA, E.; BARBOSA, A.M.; ARRUDA, D.; EVANGELISTA, S.; MAGALHÃES, A. (2006). Ensaio preliminar para o monitoramento da acidez chuva em Cuiabá – MT. *Revista on line Caminhos de Geografia*, 21(17), p. 225-236: <http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>.

MATIAS, F. A. A. Desenvolvimento de sensores químicos com fibras ópticas para a determinação quantitativa de fuligem e de monóxido de carbono emitidos por veículos automotores. 1999. 157 p. Tese (Doutorado em Química Analítica) – Instituto, Universidade de Campinas, Campinas.

MENDONÇA, F. (2000). Aspectos da interação Clima-Ambiente-Saúde Humana: da relação sociedade-natureza à (in)sustentabilidade ambiental. *Revista RA'EGA*, Curitiba, 4, p. 85-99, UFPR.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I.M. Climatologia: noções básicas e climas do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre o estabelecimento de padrões nacionais de qualidade do ar determinando as concentrações de poluentes atmosféricos. In: MMA. Livro das Resoluções do CONAMA. Brasília, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano>. Acesso em: 21 out. 2010

MIRANDA, R.; TOMAZ, E. Characterization of urban aerosol in Campinas, São Paulo, Brazil, Atmospheric Research (2007), doi:10.1016/j.atmosres.2007.08.002

MIRANDA, R.M.; ANDRADE, M.F.; FORNARO, A.; ASTOLFO, R.; ANDRE, P.A.; SALDIVA, P. Urban air pollution: a representative survey of PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. Air Qual Atmos Health, special edition, 2010.

MIRLEAN, N.; VANZ, A.; BAISCH, P. (2000). Níveis e origem da acidificação das chuvas na Região de Rio Grande – RS. Quím. Nova, 23(5), 590-593.

MONTEIRO, C.A.F. (2003). Teoria e Clima Urbano. In: MONTEIRO, C. A. de F. e MENDONÇA, F. (org.). Clima Urbano. São Paulo: Contexto, p. 9-67.

MORALES, J.A.; GRATEROL, L.S.; VELASQUEZ, H.; de NAVA, M.G.; de BORREGO, B.S. (1998). Determination by ion chromatography of selected organic and inorganic acids in rainwater at Maracaibo, Venezuela. J. Cromat A, 804, 289-294.

MOREIRA-NORDEMANN, L. M.; GIRARD, P.; POPPI, N. (1997). Química da precipitação atmosférica na cidade de Campo Grande – MS. Rev. Bras. Geofísica, 15 (1), 35-44.

MORENO, G. (2005). Políticas e estratégias de ocupação. In: MORENO, G. e HIGA, T.C.S (orgs.). Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente. Cuiabá: Entrelinhas, p.34-51.

MORSELLI, L.; BERNARDI, E.; VASSURA, I.; PASSARINI, F.; TESINI, E. Chemical composition of wet and dry atmospheric depositions in an urban environment: local, regional and long-range influences. J Atmos Chem, 59, 15, 2008.

PAULIQUEVIS, T., LARA, L. L., ANTUNES, M.L., ARTAXO, P. (2007). Aerosol and precipitation chemistry in a remote site in Central Amazonia: the role of biogenic contribution. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 7, 11465–11509.

PEDEN, M. E. et al. Methods for collection and analysis of precipitation. Illinois State Water Survey, p. 277, 1986.

PELICHIO, A. F.; MARTINS, L. D.; NOMI, S.N., SOLCI, M.C. Integrated and sequential bulk and wet-only samplings of atmospheric precipitation in Londrina, South Brazil (1998–2002), *Atmos. Environ.* 40, 6827–6835, 2006.

PINTO, M. L. A. Relação empírica da visibilidade com profundidade óptica, concentração de aerossóis e focos de queimadas em Alta Floresta e Cuiabá, em 1993 e 1994 / M.L.A.Pinto. (Dissertação de Mestrado) São José dos Campos: INPE, 2001. 141p. – (INPE-10097-TDI/897).

PIVELLO-POMPEIA, V. R. (1985). Exportação dos macronutrientes para a Atmosfera durante queimadas realizadas no campo Cerrado de Emas (Pirassununga-SP). Master Dissertation, Instituto de Biociências, USP, São Paulo.

REBELATTO, A.L. (2005). Determinação de índices quantitativos de material particulado inalável nos períodos seco e úmido na cidade de Cuiabá. (Dissertação de Mestrado). Cuiabá: UFMT, 103 p.

ROMANCINI, S. R. (2001). Paisagens de Cuiabá: uma abordagem geográfica. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 307 p.

SALDIVA, P.H.N., POPE, C.A., SCHWARTZ, J., DOCKERY, D.W., LICHTENFELS, A.J., SALGE, J.M., BARONE, I., BOHM, G.M. (1995). Air-pollution and mortality in elderly people – a time-series study in São Paulo, Brazil, *Archives of Environ. Health*, 50(2), 159-163.

SALDIVA, P.H.N., LICHTENFELS, A.J.F.C., PAIVA, P.S.O., BARONE, I.A., MARTINS, M.A., MASSAD, E., PEREIRA, J.C.R., XAVIER, V.P., SINGER, J.M., BOHM, G.M. (1994) Association between air-pollution and mortality due to respiratory-diseases in children in São Paulo, Brazil – a preliminary report, *Environ. Res.*, 65(2), 218-225.

SAMI, M.; WASEEM, A.; AKBAR, S. Quantitative estimation of dust fall and smoke particles in Quetta Valley. *J Zhejiang Univ SCIENCE B*, 7(7):542-547, 2006.

SÁNCHEZ-CCOYLLO, O.R.; ANDRADE, M.F. The influence of meteorological conditions on the behavior of pollutants concentrations in São Paulo, Brazil. *Environmental Pollution*, 116, p. 257-263, 2002.

SANTANNA, F. B.; ARRUDA, P. H. Z; FARIA, J. L. B. F.; NOGUEIRA, J. S. Estudo preliminar da velocidade e direção dos ventos, em Cuiabá, MT, Brasil. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.16, n. 2, p.175-180, agosto/2008

SANT'ANNA-SANTOS, B.F.; SILVA, L.C.; AZEVEDO, A.A.; ARAÚJO, J.M.; ALVES, E. F.; SILVA, E.A.M.S.; AGUIAR, R. (2006). Effects of simulated acid rain on the foliar micromorphology and anatomy of tree tropical species. *Environ. Exper. Botany* 58, 158–168.

SANTOS, M.A., ILLANES, C.A.F., FORNARO, A., PEDROTTI, J.J. (2007a). Acid Rain in the central region of São Paulo City - Brazil, *Water, Air and Soil Pollution - Focus*, Special Issue to Acid Rain Conference, (disponível on-line).

SANTOS, M.A., PEDROTTI, J.J., FORNARO, A. (2007b). Evaluation of hydrogen peroxide in rainwater in downtown São Paulo, *Proceedings of 8th International Symposium on the Highway and Urban Environment*, Eds. Morrison, G. and Rauch, S., Springer (in press).

SANTOS, M. A.; ILLANES, C.F.; FORNARO, A.; PEDROTTI, J. J. (2007). Acid Rain in Downtown São Paulo City, Brazil. *Water, air and soil pollution: Focus*, 7: 85-92.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N.. *Atmospheric Chemistry and Physics: from air pollution to climate change*, John Wiley & Sons, New York, 2006.

SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Anuário Estatístico de Mato Grosso – 2000. Disponível em www.seplan.mt.gov.br

SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Anuário Estatístico de Mato Grosso – 2007. Disponível em www.seplan.mt.gov.br

SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Anuário Estatístico de Mato Grosso – 2008. Disponível em www.seplan.mt.gov.br

SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Anuário Estatístico de Mato Grosso – 2009. Disponível em www.seplan.mt.gov.br

SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. Anuário Estatístico de Mato Grosso – 2010. Disponível em www.seplan.mt.gov.br.

SEMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Arquivos de uso do solo no Estado de Mato Grosso em 2009. Cuiabá: SEMA, 2010

SETTE, D. M. O Holorrítmo e as Interações Trópico Extra-Trópico na Gênese do Clima e das Paisagens no Mato Grosso. Tese (Doutorado em Geografia Física), Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2000

SILVA DIAS, M.A.F; ROSANTE, J.R.; MACHADO, L.A.T. Complexos convectivos de mesoescala na América do Sul. In: Cavalcanti, I.F.A. et al. (orgs). Tempo e Clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p.235-242.181-194.

SOUZA, P. A., DE MELLO, W. Z.; MALDONADO, J; EVANGELISTA, H. COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA CHUVA E APORTE ATMOSFÉRICO NA ILHA GRANDE, RJ, Quim. Nova, 29(3), 471-476, 2006.

STERN, D. I. Global sulfur emissions from 1850 to 2000. **Chemosphere**, v.58, n.2, p.163–175, jan. 2005.

TORRES, F. T. P; MARTINS, L. A. Fatores que influenciam na concentração do material particulado inalável na cidade de Juiz de Fora (MG). Caminhos de Geografia, v.4, n.16, p.23 – 39, out. 2005. Disponível em: <http://www.caminhosdegeografia.ig.ufu.br>. Acesso em: 22 mar. 2009

TRESMONDI, A.C.C.L. Qualidade do ar na área de influência do pólo industrial de Paulínia-SP: 2000-2002. Tese, Unicamp, p. 137-156, 2003.

TUNCEL, S.G.; UNGOR, S. (1996). Rain water chemistry in Ankara, Turkey. *Atm. Environ.*, 30(15), p. 2721-2727.

TREBS, I., METZGER, S., MEIXNER, F.X., HELAS, G., HOFFER, A., RUDICH, Y., FALKOVICH, A.H., MOURA, M.A.L., SILVA JR., R.S., ARTAXO, P., SLANINA, J., ANDREAE, M.O. (2005). The $\text{NH}_4^+ \text{-NO}_3^- \text{-Cl}^- \text{-SO}_4^{2-} \text{-H}_2\text{O}$ aerosol system and its gas phase precursors at a pasture site in the Amazon Basin: how relevant are mineral cations and soluble organic acids?, *J. Geophys. Res.*, 110, D07303, doi:10.1029/2004JD005478

UNIÃO EUROPÉIA – EU. Diretiva 2001/81/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Européia de 23 de outubro de 2001 – Protocolo de Gotemburgo. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, Portugal, 27 nov. 2001, p. 309/22.

UNO, I.; OHARAS, T.; WAKAMATSU, S. Analysis of wintertime NO₂ pollution in the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment*, v.30, n.5, p. 703-713, mar. 1996.

VERÍSSIMO, T.G.; KERR, A. S. Estabilidade da calibração do sistema PIXE/SP e intercomparação com uma XRF-ED. Congresso Brasileiro de Meteorologia, São Paulo, 2008.

WALLACE, J.M.; HOBBS, P.V. *Atmospheric Science: An Introduction Survey*. 2.ed. San Diego-EUA: Academic Press Elsevier, pp.483, 2006.

WANG, X.; HUANG, E.N.; DONG, E.Z.; ZHANG, E.C. Mineral and trace element analysis in dustfall collected in the Hexi Corridor and its significance as an indicator of environmental changes *Environ Earth Sciences*, 60:1–10, 2010. DOI 10.1007/s12665-009-0164-8

WATSON, J. G.; ZHU, T.; CHOW, J. C.; ENGELBRECHT, J.; FUJITA, E. M.; WILSON, W. E. (2002). Receptor modeling application framework for particle source apportionment. *Chemosphere*, 49, 1093-1136.

WATSON, G.J., EGAMI, R.T., ROGERS, C.F., RUBY, M.G., ROOD, M.J., CHOW, J.C. (1988). Particle Fallout Container Measurement of Dustfall from the Atmosphere. In: Lodge Jr., J.P. *Methods of Air Sampling and Analysis* (pp. 440-445). Intersociety Committee, Ed. Lewis Publishers, INC.

WEI, A.; MENG, Z. Evaluation of micronucleus induction of sand dust storm fine particles (PM_{2.5}) in human blood lymphocytes. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v.22, n.3, p.292–297, nov. 2006.

WILLIAMS, M.R.; FISHER, T.R.; MELACK, J.M. (1997). Chemical composition e deposition of rain in the Central Amazon, Brazil. *Atm. Environ.*, 31(2), p. 207-217.

OMS-World Health Organization (2005) *Air Quality Guidelines: Global updated 2005*. <http://www.wmo.int/pages/prog/www/DPS/Monitoring-home/mon-index.htm>

OMS-World Health Organization (1994) Air pollution in the world's megacities - A report from the United Nations Environment Programme and the World Health Organization, *Environment*, 36(2), 4-37.

WMO – World Meteorological Organization (2004). Manual for the GAW Precipitation Chemistry Programme, Guidelines, Data Quality Objectives and Standard Operating Procedures. World Meteorological Organization Global Atmosphere Watch, 182 p.

XIA, D.S.; CHEN, F.H.; BLOEMENDAL, X.M.; YU, Y.; YANG, L.P. Magnetic properties of urban dustfall in Lanzhou, China, and its environmental implications. *Atmospheric Environment* 42, 2198–2207, 2008. doi:[10.1016/j.atmosenv.2007.11.040](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.11.040)

YONGJI, Y.; YUESI, W.; TIANXUE, W.; WEI, L.; YANAN, Z.; LIANG, L. Elemental composition of PM_{2.5} and PM₁₀ at Mount Gongga in China during 2006. *Atmospheric Research*, 2009, 93, 801–810.

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 (Doutorado em Meteorologia), Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, 2004

ZHANG, X. Q.; MCMURRAY, P. H.; HERING, S. V.; CASUCCIO, G. S. (1993). Mixing characteristics and water content of submicron aerosols measured in Los Angeles and at the grand canyon. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, Volume 27, Issue 10, July, 1593-1607.