

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS DO AMBIENTE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE**  
**E SUSTENTABILIDADE NA AMAZÔNIA**  
**DOUTORADO ACADÊMICO**

**EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS DO**  
**SISTEMA DE TRANSPORTES: INVENTÁRIOS E**  
**PREDIÇÕES**

**JURANDIR MOURA DUTRA**

**Manaus – Amazonas**  
**Março - 2018**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS DO AMBIENTE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE**  
**E SUSTENTABILIDADE NA AMAZÔNIA**  
**DOUTORADO ACADÊMICO**

**JURANDIR MOURA DUTRA**

**EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS DO SISTEMA**  
**DE TRANSPORTES: INVENTÁRIOS E PREDIÇÕES**

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Andrea Viviana Waichman

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Myriam Alexandra dos S. B. D. N. Lopes

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia da Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, na área de concentração de impactos ambientais.

**Manaus – Amazonas**  
**Março – 2018**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Assinatura: \_\_\_\_\_

*Jurandir Dutra*  
CRA-AM J-7343

Data: **29/03/2018.**

### Catlogação na Publicação (CIP)

#### Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Dutra, Jurandir Moura  
D978e Emissões de poluentes atmosféricos do sistema de transportes:  
inventários e predições / Jurandir Moura Dutra. 2018  
124 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Andrea Viviana Waichman  
Coorientadora: Myriam Alexandra dos Santos B. Dias Nunes  
Lopes  
Tese (Doutorado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na  
Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Mudanças climáticas. 2. Qualidade do ar. 3. Efeito Local. 4.  
Modelagem atmosférica. 5. Poluição. I. Waichman, Andrea Viviana  
II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

**Nome:** Jurandir Moura Dutra

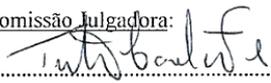
**Título:** EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS DO SISTEMA DE TRANSPORTES: INVENTÁRIOS E PREDIÇÕES

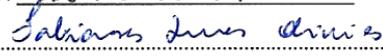
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia da Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, na área de concentração de impactos ambientais.

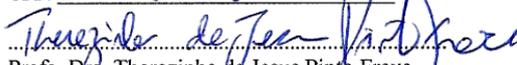
**Aprovado em:** 23/03/2018.

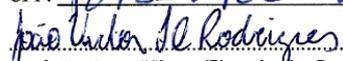
## BANCA EXAMINADORA

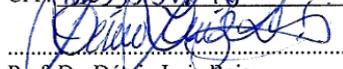
Comissão Julgadora:

  
Prof. Dr. Tristão Sócrates Baptista Cavalcante  
Instituição: UFAM  
CPF: 036.756.132-34

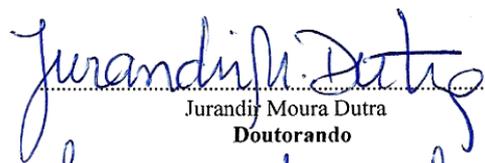
  
Profa. Dra. Fabiana Lucena de Oliveira  
Instituição: UEA  
CPF: 47464012-87

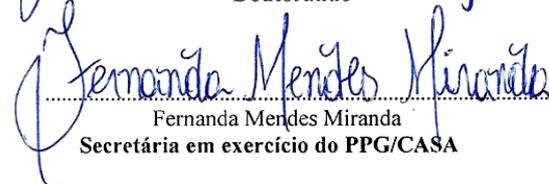
  
Profa. Dra. Therezinha de Jesus Pinto Fraxe  
Instituição: UFAM  
CPF: 187554702-94

  
Prof. Dr. João Victor Figueiredo Cardoso Rodrigues  
Instituição: UFAM  
CPF: 10255531796

  
Prof. Dr. Déteio Luiz-Reis  
Instituição: UFAM  
CPF: 512.370.917-72

  
Profa. Dra. Prof. Dra. Andrea Viviana Waichman - Presidente  
Instituição: UFAM  
CPF: 444.345.122-91

  
Jurandir Moura Dutra  
Doutorando

  
Fernanda Mendes Miranda  
Secretária em exercício do PPG/CASA

A Francisco Ivan de Resendes (*in memoriam*), meu  
grande amigo que o mundo levou.

A James Araújo do Nascimento Júnior, meu filho  
que o mundo me deu.

**OFEREÇO E DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que me fez nascer a fim de cumprir algum propósito.

Às professoras, Dra. Andrea Viviana Waichman e Dra. Myriam Alexandra dos Santos Dias Batalha Nunes Lopes, pela oportunidade depositada no desenvolvimento desse trabalho, apoio, dedicação, orientação e compreensão que me foi dispensada.

Agradeço a Hélder Relvas, meu amigo que conheci em Aveiro-Portugal que, por sua contribuição e apoio tornou-se um dos grandes responsáveis por este trabalho ter sido concluído.

Agradeço a minha família, pais, irmãos, primos e tios mas em especial ao meu primo Marlon José de Lima Dutra, pelo apoio e auxílio metodológico em todos os momentos. Agradeço, ainda, a sua esposa Darcilene Sansereth, por toda a compreensão e pelos maravilhosos cafés.

Aos meus amigos Mateus Marinho, Samara Menezes, Rita Mara Avelino, Claylton Santos, Josildo Oliveira, João Victor Rodrigues e Rachel Geber pelo apoio, carinho, dedicação e força, fundamentalmente essencial durante o processo.

Agradeço a James Araújo do Nascimento Júnior, meu filho de coração e do meu amor, minha razão de viver.

Aos meus amigos de cursos que foram, talvez, os mais imediatos companheiros nas horas mais difíceis. Contudo, dois foram ímpares, porque contribuíram sobremaneira para a execução desse trabalho: Geise de Goés Canalez e Christiane Rodrigues.

Agradeço aos amigos que fiz em Aveiro-Portugal durante o período de estágio, pois foram cruciais para suprir a distância e a solidão, mas em especial a Robson Dutra e Ana Laura Reis.

À CAPES, por fomentar a bolsa de doutorado sanduíche, a Universidade de Aveiro, em especial ao Departamento Ambiente e Ordenamento por me receber para o estágio com deferência, a UFAM idealizadora do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade na Amazônia – PPGCASA.

Por fim, agradeço a todos que auxiliaram direta ou indiretamente nessa pesquisa, mas, sobretudo, agradeço ao cidadão brasileiro, contribuinte de seus tributos, pois propiciou meios para que esse programa existisse.

**Meus sinceros agradecimentos!**

*“Penso no que faço, com fé. Faço o que devo fazer, com amor. Eu me esforço para ser a cada dia melhor, pois bondade também se aprende. Mesmo quando tudo parece desabar, cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir ou ficar, desistir ou lutar; porque descobri, no caminho incerto da vida, que o mais importante é o decidir”.*

***Cora Coralina***

## RESUMO

As emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos vêm sendo incrementada atualmente em face das atividades humanas. O modo de vida baseado no conforto e no consumo requer a adoção do uso intensivo de combustíveis fósseis. O setor de transportes é notório emissor, sobretudo, porque a frota de veículos cresceu em ritmo acelerado nas últimas décadas. Essas emissões são parte importante e responsáveis pelas mudanças climáticas e pela poluição do ar, que potencializam o aquecimento global e reduzem a saúde e o bem-estar da população. Dessa forma, é importante monitorar a qualidade do ar urbano, de forma a evitar episódios que comprometam a vida humana. Por tudo isso é salutar observar os níveis de ozônio troposférico e material particulado, entre outros poluentes, a fim de impedir eventos degradativos da saúde pública e promover a gestão ambiental. A legislação brasileira orienta a criação e implementação dos programas estaduais de qualidade do ar, com o propósito de controlar as emissões a limites aceitáveis. Entretanto, instrumentaliza como parte desses programas o uso de modelos matemáticos de previsão. Como condição inicial, para alimentá-los, é necessário disponibilizar um conjunto de variáveis meteorológicas, mas também as concentrações dos gases poluentes das fontes fixas e móveis. Neste trabalho, buscou-se analisar os impactos causados no ar urbano a partir das emissões do setor de transportes, tão somente. Para tal foi primordial estimar as emissões de gases de efeito estufa e local da cidade de Manaus, definindo como fronteira do inventário a venda de combustível no perímetro urbano. Essas estimativas foram estabelecidas em protocolos orientados pelo IPCC, mas também nas recomendações do governo brasileiro e nas experiências de outros grandes centros urbanos. Em seguida foi simulada a dispersão espaço-temporal dos poluentes resultantes das emissões, de modo tal que fosse possível compreender seu comportamento e distribuição. Contudo, com o intuito de analisar um cenário de intervenção foi, também, simulado o cenário de melhorias proposto no Plano de Mobilidade Urbana de Manaus, cuja proposição sugere mudanças no sistema viário e no sistema de transportes público. O modelo utilizado foi o TAPM (*The Air Pollution Model*) por ser tridimensional e adequado para modelar escalas meso-regional e, ainda, coerente para cobrir a área estudada. As emissões de dióxido de carbono cresceram substancialmente, embora as emissões de metano, hidrocarbonetos não-metânicos, dióxidos de nitrogênio, aldeídos, monóxido de carbono e material particulado tenham diminuído sensivelmente, devido, principalmente à implantação de fases mais avançadas do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) e Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas e Veículos Similares (PROMOT), mas também a mistura de etanol anidro na gasolina pura. A simulação dos impactos na qualidade do ar mostrou que a dispersão de todos os poluentes, com exceção do material particulado, acompanha o escoamento superficial esperado e segue em direção a zona oeste e ao rio Negro. Contudo, apenas o ozônio, em dois momentos distintos, ultrapassou a linha de corte legal estabelecida pelo CONAMA. Para o cenário de melhorias, os resultados apontam melhora nos níveis de qualidade do ar para todos os poluentes simulados.

**Palavras-chave:** Mudanças Climáticas; Qualidade do Ar; Efeito Local; Modelagem Atmosférica; Poluição.

## ABSTRACT

Greenhouse gas emissions and air pollutants have been increasing currently in the face of human activities. The way of life based on comfort and consumption requires the adoption of the intensive use of fossil fuels. The transport sector is the main emitter, especially since a fleet of vehicles has grown at an accelerated pace in the last decades. These emissions are an important part of climate change and air pollution, which boosts global warming and reduces the health and well-being of the population. In this way, it is important to monitor the quality of urban air in order to avoid episodes that compromise human life. For all this, it is salutary to observe levels of tropospheric ozone and particulate matter, among other pollutants, in order to prevent degradation public health events and promote environmental management. Brazilian legislation guides the creation and implementation of State programs for air quality, with the purpose of controlling emissions to acceptable limits. However, the use of mathematical models of prediction instrumentalism as part of these programs. As an initial condition, to feed them, it is necessary to make available a set of meteorological variables, but also the concentrations of pollutants gases from fixed and mobile sources. In this work, we tried to analyze the impacts caused in the urban air from the emissions of the transport sector, only. For this purpose, it was essential to estimate the emissions of greenhouse and local gases from the city of Manaus, defining as the frontier of the inventory the sale of fuel in the urban perimeter. These estimates establish in protocols guided by the IPCC, but also in the recommendations of the Brazilian Government and in the experiences of other large urban centers. Then the space-time dispersion of pollutants resulting from emissions was simulated, so that it could be understood its behavior and distribution. However, in order to analyze an intervention scenario, it was also simulated the scenario of improvements proposed in the Urban Mobility Plan of Manaus, whose proposal suggests changes in the road system and in the public transportation system. The model used was the TAPM (The Air Pollution Model) because it is three-dimensional and suitable for modeling meso-regional scales and coherent to cover the studied area. Carbon dioxide emissions have increased substantially, although emissions of methane, non-methane hydrocarbons, nitrogen dioxide, aldehydes, carbon monoxide and particulate matter have declined substantially due mainly to the implementation of more advanced phases of Program for the Control of Air Pollution by Automotive Vehicles (PROCONVE) and Program for the Control of Air Pollution by Motorcycles and Similar Vehicles (PROMOT), but also the mixture of anhydrous ethanol in pure gasoline. The simulation of the impacts on air quality showed that the dispersion of all pollutants, with the exception of the particulate matter, follows the expected surface runoff and goes towards the west and the Negro river. However, only the ozone, in two distinct moments, exceeded the legal line established by CONAMA. For the improvement scenario, the results point to an improvement in air quality levels for all simulated pollutants.

**Keywords:** Climate change; Air quality; Local Effect; Atmospheric Modeling; Pollution.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Crescimento vegetativo da população da cidade de Manaus de 1960 a 2016. ....	23
Figura 2. Evolução da frota de veículos de Manaus de 1995 a 2016. ....	25
Figura 3. Carregamento por linhas de ônibus do transporte coletivo de passageiros em Manaus, 2014. ....	26
Figura 4. Temperatura média e distribuição sazonal de pluviosidade – 1961 a 1990. ....	30
Figura 5. Vista aérea da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, 2011) ....	31
Figura 6. Vista por satélite da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, 2016. ....	31
Figura 7. Mapa político da cidade de Manaus-Amazonas-Brasil. ....	32
Figura 8. Fluxograma simplificado para a metodologia <i>top-down</i> para o cálculo das emissões. Adaptado de IPCC (2006). ....	36
Figura 9. Procedimentos adotados no inventário de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários. ....	39
Figura 10. Emissões de CO <sub>2</sub> na cidade de Manaus, para cada combustível, no período de 1990 a 2016. Abordagem <i>top-down</i> com adequações. ....	43
Figura 11. Emissões evitadas de CO <sub>2</sub> na cidade de Manaus pela mistura de etanol anidro à gasolina pura (gasolina C) e pela adoção de etanol hidratado, no período de 1990 a 2016. Abordagem <i>top-down</i> com adequações. ....	44
Figura 12. Emissões de CO <sub>2</sub> na cidade de Manaus, para cada combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	45
Figura 13. Emissões de CO <sub>2</sub> na cidade de Manaus para os veículos do Ciclo Otto no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	46
Figura 14. Emissões de CO <sub>2</sub> na cidade de Manaus para os veículos do Ciclo Diesel no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	47
Figura 15. Comparação das emissões de CO <sub>2e</sub> <i>per capita</i> em ton/ano entre capitais brasileiras para variados anos. ....	49
Figura 16. Emissões de CH <sub>4</sub> na cidade de Manaus de veículos do Ciclo Otto, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	50
Figura 17. Emissões de NMHC da frota de veículos da cidade de Manaus, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	52
Figura 18. Emissões de NO <sub>x</sub> frota de veículos da cidade de Manaus, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	54
Figura 19. Emissões de CO pela frota de veículos da cidade de Manaus, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	56
Figura 20. Emissões de RCHO pela frota de veículos que tem álcoois na composição de suas matrizes da cidade de Manaus no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	58
Figura 21. Emissões de MP pela frota de veículos do Ciclo Otto movidos a gasolina C e Ciclo Diesel da cidade de Manaus no período de 2010 a 2016. Abordagem <i>bottom-up</i> com adequações. ....	60
Figura 22. Climatologia de direção e intensidade dos ventos para os meses de fevereiro e agosto no Brasil. ....	85
Figura 23. Intensidade e direção dos ventos para os meses de fevereiro e agosto, respectivamente. ....	86

Figura 24. Comparativo entre as séries de temperatura medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca. ....	87
Figura 25. Comparativo entre as séries de umidade relativa do ar medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca. ....	88
Figura 26. Comparativo entre as séries de velocidade do vento medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca. ....	88
Figura 27. Comparativo entre as séries de direção do vento medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca. ....	89
Figura 28. Variação temporal horária das concentrações de Material Particulado (MP) em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA. ....	91
Figura 29. Variação temporal horária das concentrações de Óxidos de Nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA. ....	92
Figura 30. Variação temporal horária das concentrações de Dióxido de Nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA. ....	93
Figura 31. Variação temporal horária das concentrações de Ozônio troposférico ( $\text{O}_3$ ) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA. ....	93
Figura 32. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Material Particulado (MP) em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para as estações chuvosa e seca, respectivamente. ....	95
Figura 33. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Dióxido de Nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente. ....	96
Figura 34. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para os Óxidos de Nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente. ....	96
Figura 35. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Ozônio troposférico ( $\text{O}_3$ ) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente. ....	97
Figura 36. Comparação espectral do MP para ambas as estações, entre os dois cenários. ....	109
Figura 37. Comparação espectral do $\text{NO}_2$ para ambas as estações, entre os dois cenários. ....	110
Figura 38. Comparação espectral do $\text{NO}_x$ para ambas as estações, entre os dois cenários. ....	111
Figura 39. Comparação espectral do $\text{O}_3$ troposférico para ambas as estações, entre os dois cenários. ....	112

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição da frota de veículos da cidade de Manaus - 2010 a 2016. ....	34
Tabela 2. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CO <sub>2</sub> da cidade de Manaus para ambas as abordagens, no período de 2010 a 2016. ....	48
Tabela 3. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CH <sub>4</sub> da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016. ....	51
Tabela 4. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NMHC da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016. ....	53
Tabela 5. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NMHC da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Diesel, no período de 2010 a 2016. ....	53
Tabela 6. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NO <sub>x</sub> da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016. ....	55
Tabela 7. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NO <sub>x</sub> da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Diesel, no período de 2010 a 2016. ....	55
Tabela 8. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CO da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016. ....	57
Tabela 9. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CO da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Diesel, no período de 2010 a 2016. ....	58
Tabela 10. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de RCHO da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, exceto motocicletas, no período de 2010 a 2016, em t/ano. ....	59
Tabela 11. Quadro comparativo das estimativas de emissões de MP, para veículos do Ciclo Diesel da cidade de Manaus, no período de 2010 a 2016. ....	61
Tabela 12. Quadro comparativo das estimativas de emissões de MP, para veículos movidos a gasolina C do Ciclo Otto da cidade de Manaus, no período de 2010 a 2016. ....	61
Tabela 13. Padrões de Qualidade do Ar, de acordo com a Resolução CONAMA 03/90. ....	70
Tabela 14. Critérios para episódios agudos de poluição do ar, de acordo com a Resolução CONAMA 03/90. ....	71
Tabela 15. Padrões de qualidade do ar do estado de São Paulo, 2013. ....	72
Tabela 16. Critérios para episódios agudos de qualidade do ar no Estado de São Paulo, 2013. ....	73
Tabela 17. Índice de qualidade do ar para o Estado de São Paulo, 2013. ....	73
Tabela 18. Padrões de qualidade do ar do Estado da Califórnia - EUA. ....	75
Tabela 19. Padrões europeus de qualidade do ar para os poluentes mais relevantes. ....	76
Tabela 20. Quadro comparativo da evolução dos critérios para episódios agudos de qualidade do ar no Estado de São Paulo. ....	77
Tabela 21. Comparativo dos padrões de emissão vigentes no Estado de São Paulo, União Europeia e no Estado da Califórnia – EUA. ....	77

## LISTA DE ABREVIATURAS

ANAC – Agência Nacional de Aviação Civil	EU – União Europeia
ANP – Agência Nacional do Petróleo	EUA – Estados Unidos da América
APA – Área de Proteção Ambiental	FB – Erro sistemático médio fracional
AQG – Air Quality Guidelines	Fconv – Fator de conversão
ARB – Air Resources Board	Fcorr – Fator de correção
BEN – Balanço Energético Nacional	Fe – Fator de emissão
BIAS – Erro sistemático médio	Femiss – Fator de emissão
BOM – Bureau of Metereology	Fr – Frota circulante
BRT – Bus Rapid Transit	Fu – Fumaça
CA – Consumo de combustível	GASP – Global Analysis and Prediction
CAA – Clean Air Act	GEE – Gases de efeito estufa
CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de	GEL – Gases de efeito local
Pessoal de Nível Superior	GEMMA - Grupo De Estudos Meteorológicos
CC – Consumo de energia	e Modelagem na Amazônia
CETESB – Companhia Ambiental do Estado	GNV – Gás Natural Veicular
de São Paulo	GOAMAZON – The Green Ocean Amazon
$C_L$ = Fator de ajuste de radiação	Experiment
CL1 = 1,066 – coeficiente empírico	IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e
CO – Monóxido de carbono	Estatística
CO <sub>2</sub> – Dióxido de carbono	$I_{ij}$ - Fator de emissão em unidades específicas
CO <sub>2e</sub> - Dióxido de carbono equivalente	$I_{ij}$ = Fluxo de isopreno para certa temperatura
CONAMA – Conselho Nacional de Meio	T(K) e PAR ( $\mu\text{mol}$ de fótons / $\text{m}^2$ )
Ambiente	$I_{ijs}$ = Fluxo de isopreno a temperatura T=30°C
CONSEMA – Conselho Estadual de Meio	e 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$
Ambiente do Estado de São Paulo	INMet – Instituto Nacional de Meteorologia
COP18 – Conferência das Partes 18	INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da
COP3 – Conferência das Partes 3	Amazônia
COV – Compostos Orgânicos Voláteis	IOA – Índice de concordância
CQNUMC – Convenção-Quadro das Nações	IPCC – Intergovernmental Panel of Climate
Unidas para Mudanças do Clima	Change
CSIRO – Australia’s Commonwealth	$I_u$ – intensidade de uso
Scientific and Industrial Research Organization	L = Fluxo de radiação PAR ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )
$C_T$ = Fator de ajuste de temperatura	LAI <sub>j</sub> - Índice de área foliar
$C_{T1}$ = 95000 J mol <sup>-1</sup>	LAPS – Limited Area Prediction System
$C_{T2}$ = 230000 J mol <sup>-1</sup>	MAA – Média Aritmética anual
DENATRAN – Departamento Nacional de	MANAUSTRANS – Superintendência
Trânsito	Municipal de Trânsito
DETRAN – AM – Departamento Estadual de	MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia
Trânsito do Estado do Amazonas	MGA – Média geométrica anual
E – taxa anual de emissão	MI1 – Metais iniciais
EC – Emissão de carbono	MMA – Ministério do Meio Ambiente
ECO <sub>2</sub> – Emissões de CO <sub>2</sub>	MP – Material particulado
EÑOS – El Niño Oscilação Sul	$M_s$ = Fluxo de emissão padrão de monoterpeno
EPA – United States Environmental Protection	NCAR – US National Center Atmospheric
Agency	Research

NMHC – Hidrocarbonetos não-metânicos	PROMOT – Programa de controle da poluição do ar por motocicletas e veículos similares
NMSE – Erro quadrático normalizado	PRONAR – Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
NO = Fator de emissão	PSTM – Plano Setorial de Transporte e Mobilidade Urbana para Mitigação e Mudança do Clima
NO <sub>0</sub> = Fator de emissão a temperatura padrão de 3030 K	PTS – Partículas totais em suspensão
NO <sub>2</sub> – Dióxido de nitrogênio	QC – Quantidade de carbono
NO <sub>x</sub> – Óxidos de nitrogênio	R = Constante dos gases perfeitos (8,314 J K <sup>-1</sup> mol <sup>-1</sup> )
O <sub>3</sub> – Ozônio	RDS – Reserva de Desenvolvimento Sustentável
OEHHA – Escritório de Avaliação do Perigo à Saúde Ambiental	SIG – Sistema de Informação Geográfica
OH – Radical hidroxila	SIP – State Implementation Plan
OMS – Organização Mundial de Saúde	SMTU – Superintendência Municipal de Transportes Urbanos
ONU – organização das Nações Unidas	SO <sub>2</sub> – Dióxido de enxofre
PAR = Radiação fotossintética ativa	T = Temperatura da folha em K
PDLI – Plano de Desenvolvimento Local e Integrado	T = Temperatura da folha em K
PF – Padrões finais	T = Temperatura da folha em K
PIM – Polo Industrial de Manaus	TAPM – The Air Pollution Model
PlanMob – Plano de Mobilidade Urbana de Manaus	tC – Tonelada de carbono
PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente	tEP – Tonelada equivalente de Petróleo
PNMC – Política Nacional de Mudanças Climáticas	THC – Hidrocarbonetos totais
PNMU – Política Nacional de Mobilidade Urbana	T <sub>M</sub> = 314 K
PPB – Partes por bilhão	T <sub>S</sub> = 303 K – temperatura padrão da folha
PPGCASA – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade na Amazônia	T <sub>s</sub> = Temperatura padrão em 303 K
PPM – Partes por milhão	UFAM – Universidade Federal do Amazonas
PROCONVE – Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores	ZCIT – Zona de convergência Intertropical
	A = 0,0027 – coeficiente empírico
	β = Coeficiente que estabelece a dependência da emissão

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	15
2	INVENTÁRIOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA - GEE E POLUENTES ATMOSFÉRICOS NO SUBSETOR DE TRANSPORTE DA CIDADE DE MANAUS NO PERÍODO DE 1992 A 2016.....	20
2.1	EVOLUÇÃO URBANA DA CIDADE MANAUS .....	21
2.1.1	Climatologia .....	26
2.1.1.1	Precipitação e Temperatura .....	27
2.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
2.2.1	Área da Pesquisa.....	30
2.2.2	Levantamento de Dados.....	33
2.2.3	Metodologia.....	34
2.2.3.1	Abordagem <i>top-down</i> .....	35
2.2.3.2	Conversão para unidade energética comum .....	36
2.2.3.3	Definição do conteúdo de carbono .....	37
2.2.3.4	Emissões de CO <sub>2</sub> .....	37
2.2.3.5	Abordagem <i>bottom-up</i> .....	38
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
2.3.1	Emissões de dióxido de carbono - CO <sub>2</sub> .....	41
2.3.2	Emissões de CH <sub>4</sub> e demais poluentes atmosféricos .....	49
2.4	CONCLUSÕES .....	62
2.5	BIBLIOGRAFIA CITADA .....	63
3	IMPACTO DAS EMISSÕES ANTRÓPICAS DA MOBILIDADE URBANA NA QUALIDADE DO AR DA CIDADE DE MANAUS .....	67
3.1	LIMITES DE EMISSÃO .....	68
3.2	PADRÕES DE QUALIDADE DO AR NO BRASIL .....	69
3.2.1	Padrões de Qualidade do Ar: União Europeia e Estados Unidos da América.....	74
3.2.2	Evolução e Comparabilidade das Legislações .....	76
3.3	MATERIAS E MÉTODOS .....	78
3.3.1	O Modelo de Dispersão TAPM .....	78
3.3.2	Domínio de simulação .....	80
3.3.2.1	Emissões antrópicas da mobilidade urbana .....	80

3.3.2.2	Emissões biogênicas de compostos orgânicos voláteis pela floresta do entorno da cidade de Manaus.....	81
3.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	85
3.4.1	Característica do escoamento atmosférico superficial.....	85
3.4.2	Validação da Componente Meteorológica.....	86
3.4.3	Evolução Temporal das Concentrações dos Poluentes.....	90
3.4.4	Evolução Espacial das concentrações dos Poluentes.....	94
3.5	CONCLUSÕES.....	97
3.6	BIBLIOGRAFIA CITADA.....	99
4	IMPACTOS NA QUALIDADE DO AR EM DOIS CENÁRIOS DE EMISSÃO: UM TENDENCIAL E OUTRO SOB INTERVENÇÕES URBANAS NA CIDADE DE MANAUS.....	104
4.1	MATERIAIS E MÉTODOS.....	105
4.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	108
4.3	CONCLUSÕES.....	112
4.4	BIBLIOGRAFIA CITADA.....	114
5	CONCLUSÕES GERAIS.....	115
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	117

# 1 INTRODUÇÃO

O aquecimento global é um fenômeno em escala planetária que não obedece a fronteiras. É bastante provável que o grande responsável por esse fenômeno seja o próprio homem, que no processo histórico vem incrementando as concentrações de Gases de Efeito Estufa – GEE na atmosfera, em face das atividades humanas. Esses incrementos têm sido apontados como os principais responsáveis pelas mudanças climáticas.

O Protocolo de *Kyoto* assinado na 3ª Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas – COP3, realizada no Japão, em 1997, no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas em Mudanças Climáticas propôs reduzir em 5,2% as emissões de GEE para atmosfera dos países desenvolvidos (anexo I) entre 2008 a 2012, tomando como base os níveis de 1990. O Protocolo entrou em vigor em 2005 após Rússia e Canadá terem-no ratificado e as nações signatárias assumirem o compromisso de cumprir as metas estabelecidas. Embora os esforços realizados por diversas nações, inclusive o Brasil para que as metas de redução das emissões fossem atingidas, ainda se está longe do objetivo estabelecido. O tratado continua em vigor, uma vez que na COP18 em Doha, foi acordado o seu prolongamento até 2020.

Essas emissões decorrem, sobretudo, das atividades humanas em escala global, regional ou local. São ações de desmatamento vinculadas à expansão da fronteira agropecuária que promovem as mudanças de uso da terra, mas também a extração madeireira e a mineração. Tudo de forma impraticável e descontrolada. Entretanto, não se pode deixar de citar as emissões fomentadas pelo hábito consumista, oriundas da indústria e do setor energético, de modo geral.

Por outro lado, no desenvolvimento das atividades humanas, há ainda emissões do que se convencionou chamar Gases de Efeito Local – GEL ou simplesmente poluentes atmosféricos, cujas emissões causam episódios de poluição e contribuem para a produção secundária de ozônio troposférico (também considerado um gás de estufa) e promove toda sorte de malefícios à saúde do homem, assim como causa foto toxicidade a certas culturas, reduzindo a produtividade agrícola (LOPES *et al*, 2013).

Sendo assim, compreende-se ser importante, estimar as emissões antrópicas e monitorá-las, com o propósito de mitigar as mudanças climáticas no âmbito local e melhorar a qualidade do ar urbano, de modo a proporcionar qualidade de vida à população.

O *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), órgão da Organização das Nações Unidas (ONU) para as Mudanças Climáticas, no Livro de Trabalho e Manual de

Referência, sugere uma metodologia de estimativa de cálculo, fundamentado em um modelo geral, classificando as emissões de GEE em sete módulos. Um deles é o módulo de energia, onde se encontra o setor de transportes, objeto principal de investigação deste trabalho. Porém, cada país, deve buscar o equilíbrio entre essas recomendações e a própria realidade.

No caso do Brasil, no que concerne ao módulo de energia, o governo brasileiro tem orientações publicadas no Relatório de Referência (BRASIL, 2006). Segundo esse relatório, para calcular as emissões de carbono do sistema energético brasileiro é necessário realizar modificações na metodologia, devido a peculiaridades do nosso sistema que adota biomassa enquanto matriz.

Independentemente, recomenda que cada país realize o inventário das emissões antropogênicas. Embora o Brasil já tenha cumprido essa recomendação do IPCC, grandes centros brasileiros tomaram a iniciativa de relatar suas emissões locais, a exemplo de outras cidades no mundo. Contudo, foi necessário adequar as metodologias de cálculo de acordo com as próprias limitações e peculiaridades urbanas e administrativas.

No Brasil, o setor de transportes responde por significativa parcela das emissões desses gases, vez que há uso intensivo do modal rodoviário com a adoção de combustíveis fósseis, cujas matrizes chegam a representar 97% de toda a energia consumida no setor de transportes (MOTA *et al.*, 2013). A frota de veículos nacional apresentou crescimento exponencial nos últimos anos (DENATRAN, 2016), registrando consumo intenso de combustíveis com matrizes fósseis (ANP, 2016).

Por tudo isso, é fundamental inventariar as emissões do setor de transportes na cidade de Manaus, cuja evolução da frota foi estimulada por políticas de incentivo ao crédito para aquisição de automóveis, entre outros motivos. Além disso, estudos resultantes do inventário de emissões poderá fomentar a criação do Programa Estadual de Qualidade do ar, previsto na Lei 3.135/2007 que instituiu a Política Estadual de Mudanças Climáticas do Estado do Amazonas e cumprir recomendação prevista na Resolução 05/89 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA.

De certa forma, estas estimativas são necessárias para alimentar os modelos de predição da qualidade do ar, que permitem avaliar no tempo e no espaço o impacto do setor de transportes nos níveis de poluição do ar, e conseqüentemente, na saúde humana e nos ecossistemas.

A presente tese teve como objetivo geral ‘Analisar as características das emissões oriundas do sistema de mobilidade urbana durante o processo de crescimento econômico e urbano da cidade de Manaus no período de 1992 a 2016 e modelar em função de mudanças

propostas no Plano de Mobilidade Urbana de Manaus’, e como objetivos específicos: *i.* Identificar e quantificar as emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos oriundos do sistema de mobilidade urbana no período de 1992 a 2016; *ii.* Estimar os impactos locais na qualidade do ar decorrentes dessas emissões antrópicas; e *iii.* Avaliar cenários futuros de emissão e impacto local na qualidade do ar a partir da perspectiva de um cenário de intervenções na mobilidade urbana.

Para tanto foi redigida e apresentada em três capítulos cada um respondendo a um dos objetivos específicos da tese. O primeiro capítulo versa sobre o inventário das emissões de GEE e poluentes atmosféricos oriundos da mobilidade urbana na cidade de Manaus com base nos protocolos de orientação do IPCC (2006a; 2006b; 2007), mas também, com ajustes metodológicos contidos em publicações do governo brasileiro e em experiências pontuais de outros grandes centros urbanos nacionais que já relataram sua contabilidade. Entretanto, faz-se comparações com as emissões *per capita* de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2e</sub><sup>1</sup>) entre oito grandes centros urbanos brasileiros, calculados com base na abordagem *bottom-up*, a fim de que este *benchmarking* auxilie o processo de planejamento das políticas públicas de melhoria da qualidade do ar e de mudanças climáticas, e fortaleça as discussões para definição de padrões metodológicos.

O segundo capítulo faz uso de modelagem atmosférica para definir os impactos das emissões da mobilidade urbana na qualidade do ar. É usada a ferramenta numérica TAPM (*The Air Pollution Model*), modelo meteorológico de dispersão atmosférica em três dimensões desenvolvido pela *Australia’s Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization* (CSIRO) em 1999 e que permite realizar simulações em escala regional e local. Este modelo já vem com uma base meteorológica global, mas precisa das estimativas de emissões dos setores poluentes locais, como condição de entrada. Este trabalho contempla apenas o setor de transportes, objeto desta tese. Para alimentar o modelo, as emissões foram distribuídas para cada zona da cidade e rateadas consoante o rolamento de veículos estimados pelo Manaustrans (2017). O objetivo foi analisar o comportamento espaço-temporal dos poluentes simulados.

Sob a perspectiva dos impactos das emissões na qualidade do ar são realizadas proposições de políticas públicas de planejamento urbano, incluindo a arborização, melhorias

---

<sup>1</sup> “Medida utilizada para comparar as emissões de vários gases de efeito estufa, baseada no potencial de aquecimento global de cada um, de acordo com a Decisão 17/COP-8. O dióxido de carbono equivalente é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas de GEE pelo seu potencial de aquecimento global” (MMA, 2017).

na estrutura do sistema viário e de transporte público com a adoção de modais elétricos de alta capacidade de passageiros/carga ou baseado em uso de matrizes de baixo carbono atreladas à eficiência econômico-social capazes de desestimular o modal individual.

O terceiro e último capítulo deste trabalho também faz uso do mesmo modelo – o TAPM. Consta da avaliação de dois cenários: um de referência ou tendencial, onde as condições atuais de emissões são mantidas e continuadas sem que haja qualquer intervenção do poder público; o segundo, o cenário de melhorias, adota como perspectiva a previsão para o ano de 2035 contida nas proposições de intervenção no Sistema Viário e no Sistema de Transporte Público descritos no Plano de Mobilidade Urbana de Manaus – PlanMob, editado em 2015. Contudo, as projeções analisadas não contemplam alteração das fontes energéticas e nem nas políticas de misturas dos combustíveis brasileiros (as chamadas gasolinas mais limpas), como tampouco a adoção de modal ferroviário de transporte urbano.

**2 INVENTÁRIOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA - GEE E  
POLUENTES ATMOSFÉRICOS NO SUBSETOR DE TRANSPORTE  
DA CIDADE DE MANAUS NO PERÍODO DE 1992 A 2016**

---

## **2 INVENTÁRIOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA - GEE E POLUENTES ATMOSFÉRICOS NO SUBSETOR DE TRANSPORTE DA CIDADE DE MANAUS NO PERÍODO DE 1992 A 2016**

Os diversos modais de transporte apresentam grandes variações no consumo e uso de energia e, por conseguinte, diferentes emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos. Alguns modais são menos intensivos em energia, o que representa maiores gastos para a realização do mesmo trabalho. Entretanto, outros fatores além da distribuição dos modais influenciam no consumo e estão relacionados com a frequência das viagens, a distância viajada e a tecnologia empregada. Essa energia usada no setor de transportes está diretamente associada aos transportes de passageiros e de cargas.

Os combustíveis derivados de petróleo chegam a representar 97% do total de energia consumida no setor de transportes (MOTA *et al.*, 2013). Contudo, iniciativas que contemplam biocombustíveis ou tecnologias menos poluentes têm sido implantadas nas mais diversas cidades do mundo. A partir de 1975 iniciou-se, no Brasil, a mistura de álcool etílico anidro na gasolina, a fim de reduzir o consumo de combustíveis fósseis, como saída alternativa à crise do petróleo instalada no mundo em anos anteriores.

O modal rodoviário, o mais utilizado no Brasil, é o mais intensivo em consumo de energia, tendo representado 90,1% da energia total consumida no setor de transportes no ano de 1999 no país (BRASIL, 2010). Os combustíveis fósseis são os principais responsáveis imediatos pela geração de energia no setor de transportes de passageiros no cenário atual e 26% das emissões de CO<sub>2</sub> advém dos ônibus urbanos. Se nada for feito nos próximos anos o transporte coletivo urbano e rodoviário representará 33% das emissões desse gás (BRASIL, 2013).

Um paradoxo se instala em economias como a brasileira. O estímulo para o desenvolvimento de carros híbridos – movidos a gasolina e biocombustível e/ou energia elétrica - pode gerar uma situação contraditória desde o ponto de vista ambiental e da sustentabilidade. Corre-se o risco de incentivar o uso de sistemas híbridos na frota particular, sem oportunizar a mesma tecnologia para o transporte público. Ocorre que, em certo tempo, se as políticas públicas não suscitarem tecnologias menos poluentes para os modais coletivos a fim de reduzir as emissões, caminhar-se-á ao retrocesso, vez que o uso do transporte particular será mais eficiente do ponto de vista ambiental que o transporte coletivo (BRASIL, 2013) estimulando ainda mais o aumento da frota e desta forma, aumentando as emissões.

Para alcançar a sustentabilidade na mobilidade urbana, em face, sobretudo, do seu pressuposto social e econômico, são necessárias estratégias de gerenciamento. O gerenciamento caminha no sentido de se encontrar formas mais eficientes do uso dos recursos alocados para o transporte público, sem considerar o aumento da oferta de infraestrutura. Assim, a sustentabilidade no transporte tem características multidimensionais. “A sustentabilidade deveria ser entendida como uma nova ciência capaz de fazer a integração entre processos industriais, sociais e ambientais em um contexto global”. (MIHELNIC *et al.*, 2003). O plano de transportes deve estar focado nesses conceitos de gestão a fim de estabelecer vínculos entre a operação do setor e a mobilidade urbana, dada a sua complexidade e relevância.

É importante, então, monitorar as emissões e comparar as situações com cenários estimados através de modelos a fim de analisar se estamos sendo eficientes ou não, de forma que seja possível propor políticas públicas que melhorem a qualidade de vida da população.

Entretanto, para que se realizem comparações e se almeje o planejamento eficaz do cenário das emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos, sobretudo, no setor de transportes, faz-se necessário o uso e adequação de modelos matemáticos mais precisos, cujas condições de contorno estejam muito próximas à realidade e funcionem como instrumentos auxiliares na tomada de decisões.

Por isso, é fundamental um inventário dessas emissões antrópicas da cidade de Manaus, vez que são dados iniciais de entrada em modelos de qualidade do ar, condição esta que deverá ser satisfeita para as simulações atuais e futuras.

## **2.1 EVOLUÇÃO URBANA DA CIDADE MANAUS**

As cidades amazônicas surgiram para satisfazer a uma necessidade colonialista. Portugal precisava ocupar a região a oeste de Tordesilhas enquanto imperava a união com a coroa hispânica, para que no momento da cisão política entre as monarquias, sua posse fosse considerada efetiva sobre este território. Evidentemente que, como se tratava de uma região densamente florestada, cujo obstáculo natural expressava uma barreira à ocupação, sua estratégia consistiu em fundar núcleos urbanos às margens dos grandes rios, pois estes funcionavam como vias de acesso (BARROS, 1999).

Os primeiros centros foram ocupados, em parte, por grupos indígenas locais já descaracterizados de sua cultura original e por grupamentos de europeus, alguns dos quais em

processo de miscigenação. Esse aldeamento foi agressivo e violento, vez que certos povos indígenas foram massacrados ou aprisionados para a escravidão quando coletados às margens desses grandes rios e “descidos” em direção a Belém do Grão Pará (BARROS, 1999).

Após a independência do Brasil, já no início do século XX, a região como um todo, descobriu sua vocação natural para a produção e exportação dos produtos extraídos da seringueira, sobretudo, o látex. Momentos áureos seguiram-se a esse apogeu econômico, até que os ingleses contrabandearam sementes para a Malásia, tendo encontrado campo fértil mais competitivo que o produto nativo amazônico. Estava decretada a falência econômica estatal. Entretanto, durante este período de pujança, grandes obras arquitetônicas foram construídas em Manaus e Belém, porque funcionavam como entreposto comercial para a borracha. Sendo, assim os barões aristocráticos, detentores do poder político e econômico, viviam ávidos para adquirir hábitos do modo de vida europeu, mas principalmente, do parisiense (SARGES, 2000).

Esse “boom” econômico atraiu um fluxo migratório para a região. Eram nordestinos desempregados e flagelados da seca que vinham em busca de melhores condições de vida. Quando a decadência econômica se instalou, essa mão de obra fluiu dos seringais para os centros urbanos, especialmente para a cidade de Manaus.

Após a decadência da exploração seringalista na região, a borracha deixou um enorme vazio no cenário econômico local. Uma vez findado o conflito mundial da Segunda Grande Guerra, criou-se a Superintendência do Plano de Valorização da Amazônia - SPVEA – capaz de elaborar um plano quinquenal com propósitos de executar e promover a valorização regional. Contudo a iniciativa falhou.

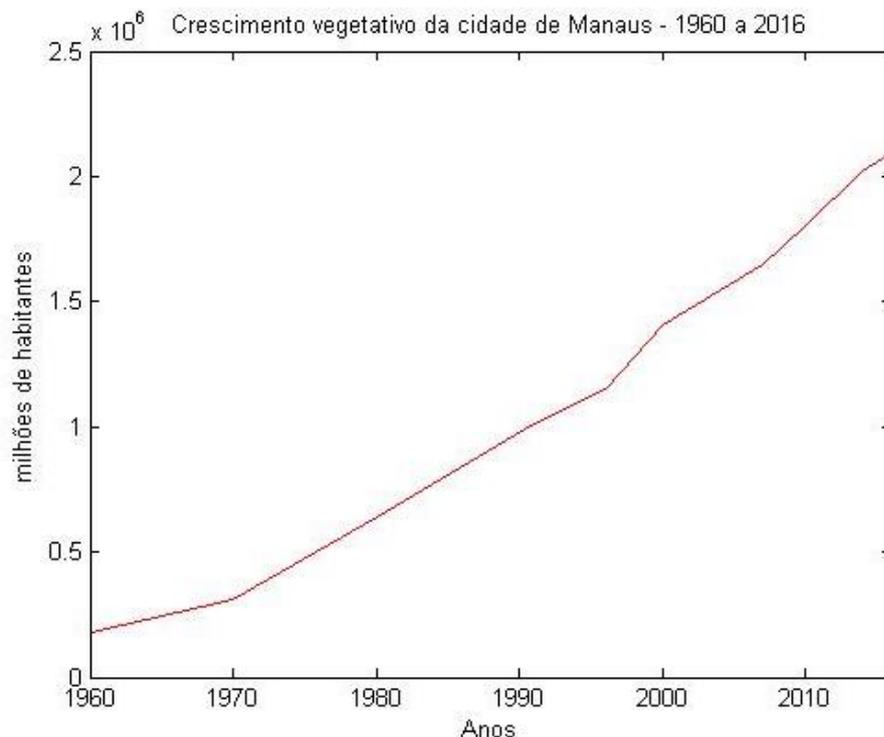
Mais adiante, na década de 60 o governo federal cria a Zona Franca de Manaus, por meio do Decreto-lei nº 288/67, como estratégia de canalização das importações para a região. Um paradoxo do ponto de vista social. O abandono e o esquecimento regional mantido pelos governos anteriores cederam às manifestações de salvação nacional instituídos pelo regime militar, mais tarde. O apelo à ocupação e o temor da internacionalização da Amazônia conduziram à edição do instrumento legal que consolidou o modelo.

O modelo de ocupação econômico-social da Zona Franca de Manaus nasce para ocupar espaços representativos de baixa densidade demográfica. As questões norteadoras do modelo, que deveriam estar claras, não apontavam soluções, mesmo assim, foram implantadas a qualquer custo. Praticamente não houve planejamento e controle urbanos. Estava

consolidado o segundo grande fluxo migratório para a cidade de Manaus, entretanto, agora de várias regiões do país. Manaus ascendeu aos grandes centros urbanos: cosmopolita e pós-moderna. Tornou-se metrópole e abandonou a calha dos cursos d'água que no passado lhe serviram de artérias, instituindo uma rede de transportes urbanos rodoviários.

Três anos após a instituição da Zona Franca de Manaus, a cidade já contabilizava praticamente o dobro da população em relação à última contagem publicada pelo IBGE no ano de 1960, e mais de 2 milhões de habitantes em 2016 (Figura 1). Observa-se assim, o crescimento demográfico vertiginoso da cidade a partir da edição do decreto, com incremento vegetativo da ordem de 1000%.

**Figura 1. Crescimento vegetativo da população da cidade de Manaus de 1960 a 2016.**



Fonte: IBGE (2016)

Logo após a edição do Decreto-lei nº 288/67 que instituiu a Zona Franca de Manaus a cidade contou com um Plano Diretor que buscava “disciplinar o crescimento da capital amazonense por vários decênios, criando uma cidade ecológica, harmoniosa e funcional no trópico” (CORRÊA, 1969, p. 56). Mas, este instrumento não foi eficiente porque apresentava uma série de falhas desconexas com o modelo econômico instituído.

Em seguida foi elaborado o Plano de Desenvolvimento Local e Integrado de Manaus – PDLI em 1970, mas só passou a vigorar a partir de 1975 quando foi convertido em lei como

Plano Diretor. Esta proposta buscou otimizar a circulação urbana, realizando mudanças na configuração da região central da cidade. Da mesma forma não foi eficiente. O instrumento legal não contou com participação social, tendo sido construído sob uma visão tecnicista e só foi interessante às diretrizes do capital industrial, no concernente às questões viárias e a desconcentração urbana (OLIVEIRA, 2002).

Mas a satisfação de interesses setoriais sempre foi prática contumaz na construção destes instrumentos de planejamento e controle. Nas últimas décadas do século passado, os Planos Diretores, enquanto instrumentos políticos de ordenamento urbano figuraram como “messias” de estruturação das regiões metropolitanas. A sua concepção ideológica esteve impregnada, em toda a América Latina, dos interesses econômicos de alguns poucos setores, entre eles, o industrial e o imobiliário, não funcionando como mecanismo de orientação política, mas como ilusão à mídia e à sociedade, ainda que permeado de boa vontade técnica. Sua eficácia deu-se apenas no zoneamento ecológico-econômico, não oferecendo diretrizes de habitação e transportes que satisfizesse os anseios populares, por isso não despertou a participação social, ainda que os institutos democráticos, tanto no legislativo quanto no executivo, possam ter sido convocados (VILLAÇA, 2005).

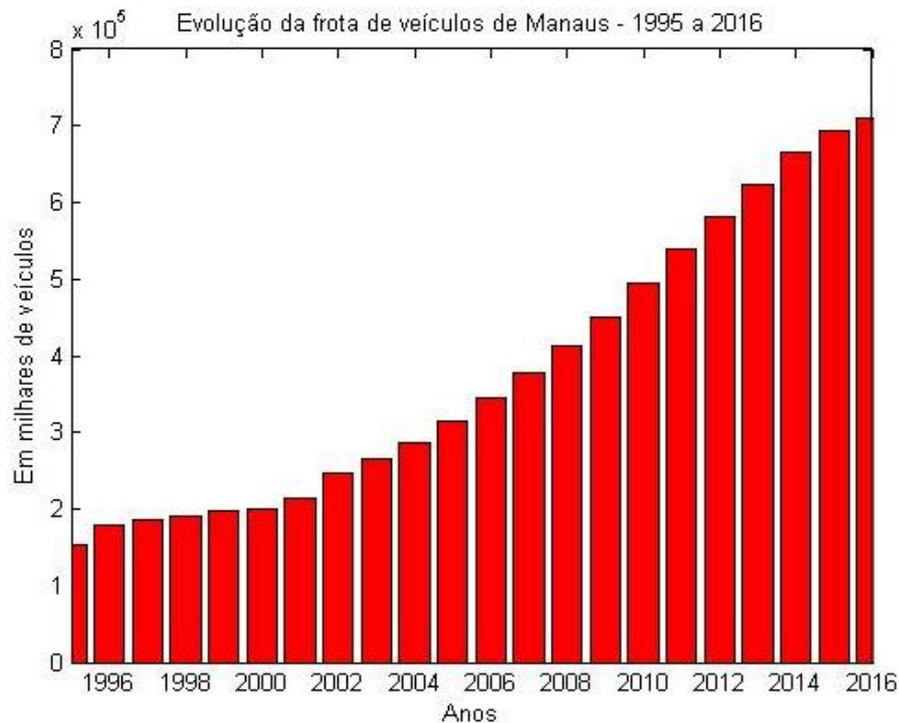
Outros Planos Diretores foram sendo implementados, mas sob o mesmo enfoque, sem a efetiva participação popular, embora as audiências públicas tenham ocorrido. A cidade, que anteriormente expandiu sua área urbana em um processo de ocupação irregular e desordenada, de certa forma com a anuência do poder público, agora precisava modificar a expansão, em vistas do encarecimento da expansão dos serviços públicos. A partir da década de 2000, Manaus experimentou um crescimento verticalizado e o setor imobiliário cresceu junto com os preços dos imóveis na mesma proporção. Em 2014, após revisão de certos parâmetros arquitetônicos entre outros, um novo Plano Diretor foi editado eivado da mesma ideologia de tantos outros.

Consertar a ocupação irregular histórica não é tarefa fácil e barata. Ademais, o governo federal incentivou o crédito e o setor automobilístico aproveitou esse cenário para crescer. A infraestrutura viária e de transportes públicos não acompanhou esse crescimento. De certa forma, a cidade anteriormente bucólica, que naturalmente utilizava a catraia para se locomover por seus igarapés agora estava abandonada.

A frota de veículos cresceu vertiginosamente no processo histórico graças aos incentivos ao crédito catalisado pelo governo federal e aos baixos investimentos em transportes públicos de qualidade. Em 2016 atingiu a ordem de 711.948 veículos (DETRAN-

AM, 2016), o que representa 1 veículo para cada 2,95 habitantes. Dessa forma, o crescimento da frota representou uma função exponencial nas últimas décadas (Figura 2).

**Figura 2. Evolução da frota de veículos de Manaus de 1995 a 2016.**

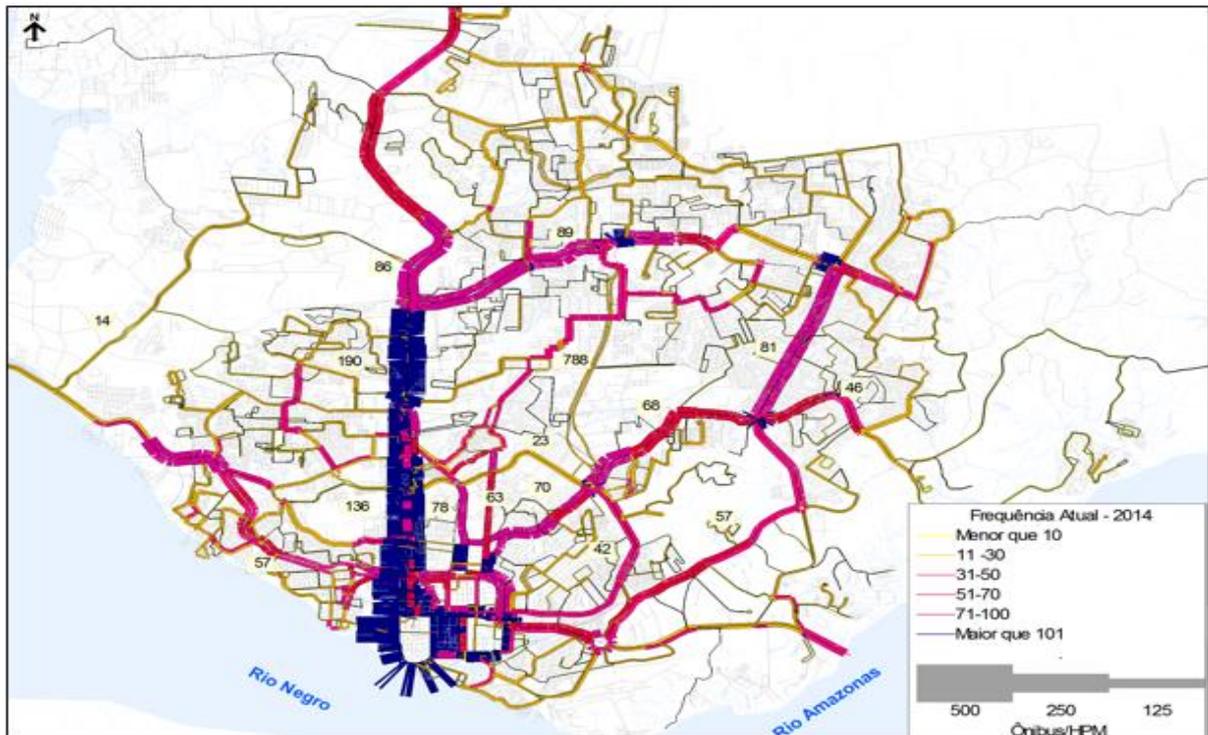


Fonte: Departamento Estadual de Trânsito – Seção Amazonas - DETRAN-AM.

Entretanto, o Sistema de Transporte Coletivo Público Urbano de Manaus apresenta-se composto por uma frota de aproximadamente 1500 ônibus, distribuídos em pouco mais de 230 linhas, concedidas por meio de contrato de permissão a oito empresas privadas (SMTU, 2014). Contudo, há também outras modalidades de transporte regulados pelo poder público, como táxi, executivo, especial, alternativo, lotação, cargas, fretamento, escolar e próprio.

Devido à limitada quantidade de vias de escoamento e ao traçado conduzido pelo modelo de ocupação desordenado, algumas vias acabaram sendo sobrecarregadas no rolamento, causando sobreposição de linhas do transporte público (Figura 3).

**Figura 3. Carregamento por linhas de ônibus do transporte coletivo de passageiros em Manaus, 2014.**



Fonte: SMTU (2014).

### 2.1.1 Climatologia

O clima é definido como uma média do estado de tempo construído ao longo de uma série de dados, nunca inferior a 30 anos de observação, obtida em uma região qualquer. Este representa uma síntese das informações generalizadas e incluem variabilidades e probabilidades matemáticas. Assim, a climatologia representa o estudo científico do clima, através do comportamento médio de suas variáveis, fazendo uso da meteorologia (AYOADE, 2002).

A Região Amazônica, em especial a cidade de Manaus, localizada a 60° de longitude oeste e 3° latitude sul, combina uma série fatores, na definição do seu clima. Entretanto, o mais importante condiz com a disponibilidade de energia. Devido à translação do planeta e ao ângulo de inclinação em relação ao plano do sol da ordem de 23,5° aproximadamente, a terra, na sua porção equatorial recebe os raios solares quase que inclinadamente durante o ano, pouco modificando os valores significantes de luz. Mesmo que haja pequenas variações, a amplitude térmica observada na região é quase inexpressiva. Dessa forma, é possível afirmar que a média climatológica da região pouco varia em relação à precipitação, temperatura e umidade (VIANELO, 2000).

Para melhor compreensão, o clima é classificado por climatologistas, das mais diversas formas, somando um quantitativo de quase duas centenas, seguindo metodologias específicas de construção de modelos climáticos. Contudo, pedagogicamente é muito usual a classificação de *Köppen*.

Esta classificação divide o planeta em cinco grandes regiões geográficas com características próprias, no que concerne aos elementos formadores. Desta forma, o globo apresenta cinco grandes grupos denominados de A, B, C, D e, E. Cada grupo comporta um número de 1 a 5 subgrupos e cada subgrupo aceita até quatro tipos. Os critérios adotados vão desde os fatores climáticos (precipitação, temperatura, pressão e umidade) até parâmetros atrelados à rugosidade do solo (cobertura vegetal, topografia e compostos) e a disponibilidade de energia solar sazonal.

Tomando como referência esta classificação, o clima característico da Amazônia Central, onde está localizada a cidade Manaus, é conceituado como tropical chuvoso, com estação seca bem definida, cujos índices de precipitação neste período, decaem sensivelmente (AYOADE, 2002).

### **2.1.1.1 Precipitação e Temperatura**

O periélio – período compreendido como sendo a menor distância da terra ao sol – é observado astronomicamente no início do ano, nos meses de verão no hemisfério sul. Nesta época a incidência de raios solares sobre o plano equatorial é mais significativo que no afélio – contrário do periélio.

A Amazônia, então, recebe valores da casa de 36, 7 MJ/m<sup>2</sup>/dia no topo da atmosfera, enquanto que seis meses após esta época – a partir de julho - os valores caem para algo em torno de 30, 7 MJ/m<sup>2</sup>/dia. No verão austral, a Zona de Convergência Intertropical - ZCIT composta por uma banda de nebulosidade orientada no sentido leste/oeste está em latitudes próximas ao equador geográfico, tendo sido deslocada de sua porção mais ao norte desde a última metade do ano.

Essa nebulosidade reflete significativamente os raios solares, reduzindo os valores de energia que atingem a superfície, trazendo consigo altos índices de precipitação sobre a região, sobretudo, devido à confluência dos ventos alísios de sudeste e nordeste, advindos dos hemisférios meridional e setentrional, respectivamente, que sopram sobre os oceanos e carregam elevada carga de umidade para o continente e a floresta (VAREJÃO-SILVA, 2006; FISH, 2006).

Nos meses de inverno – julho, agosto e setembro – o topo da atmosfera tropical recebe os menores valores significativos de energia solar. Contudo, devido à translação e, em parte à circulação geral da atmosfera, justificada pela órbita rotacional do planeta, a Zona de Convergência Intertropical – ZCIT desloca-se para sua porção mais ao norte do equador.

Assim, a convergência dos ventos alísios também é desviada, reduzindo sensivelmente a precipitação na região. Neste período observa-se um ramo subsidente sobre a Amazônia, da célula de *Walker*, que compreende a circulação atmosférica, na baixa troposfera, no sentido zonal, elevando a pressão do ar e reduzindo drasticamente a pluviosidade. De maneira errônea, culturalmente atribui-se a este período notadamente de estação seca, como sendo o verão (FISH, 2006; MARENGO, 2006).

Durante o trimestre de dezembro, janeiro e fevereiro, a Amazônia Central, onde está localizada Manaus, acumula valores da ordem de 900 mm de chuva, não repetidos no trimestre compreendido entre junho, julho e agosto. Porém os valores médios anuais para região atingem números da casa de 2300 mm. Por outro lado, parte significativa das chuvas que ocorrem tem nítida relação com a convecção, fortemente alimentada pela confluência dos ventos alísios, assim como significativa participação dos sistemas frontais oriundos das médias latitudes que atingem o país na porção sul da Amazônia ocasionalmente (FISH, 2006).

No que tange à temperatura, observa-se uma relação contrária à manifestação dos valores pluviométricos, uma vez que ainda que durante o periélio, maiores valores de radiação solar atinjam o topo da atmosfera, a refletividade é mais acentuada em face da presença de nuvens, promovida pelo deslocamento da Zona de Convergência Intertropical para latitudes mais ao sul, o que reduz o saldo de energia que atinge a superfície.

O movimento inverso é observado no afélio. Consequentemente, conclui-se que durante a estação chuvosa, observada nos meses de verão austral, a temperatura da superfície é significativamente menor, pois a maior parte da energia incidente será canalizada para a evaporação, dada a maior disponibilidade de água no solo. No entanto, durante o inverno, devido à redução da precipitação e aumento do aproveitamento da energia incidente para o aquecimento da atmosfera imediata – em torno de 2 a 5 m acima da superfície – a temperatura aumenta devido ao estresse hídrico (FISH, 2006).

Entretanto, estes comportamentos médios podem ser modificados periodicamente desde que se apresente no cenário mundial uma alteração na circulação geral da atmosfera. Essas mudanças dizem respeito ao fenômeno denominado El Niño / Oscilação Sul (ENOS).

Naturalmente, um ramo ascendente da célula de circulação de *Walker* ocorre na Oceania oriental e desce na costa do Peru. Devido a anomalias nas interações oceano-atmosfera, as águas superficiais do Oceano Pacífico sofrem um pequeno aquecimento. Essa circulação quebra-se em duas composições sobre o leito do mar, de sorte que a subsidência que antes ocorria a oeste da América do Sul desloca-se para a Amazônia, reduzindo sensivelmente a formação de nuvens de precipitação. O contrário deste fenômeno é representado pela sua manifestação antagônica – La Niña - cujas consequências resultam em efeitos inversos (AYOADE, 2002; FISH, 2006).

Estas mudanças estão basicamente relacionadas ao enfraquecimento, à intensificação e/ou aos deslocamentos da circulação atmosférica de longa escala nos planos meridional e zonal, principalmente associados às circulações de *Hadley* e *Walker*. A circulação de *Hadley* está relacionada com o movimento de rotação da terra enquanto que a de *Walker* ocorre devido aos gradientes de pressões superficiais entre os dois hemisférios terrestres. Mesmo assim, a circulação meridional – *Hadley* – varia em função da posição da terra em relação ao plano da órbita de acordo com a translação e a circulação de *Walker* varia em função das interações entre oceano/atmosfera, de sorte a promover eventos de *El Niño* ou *La Niña* (BARROS, 2003).

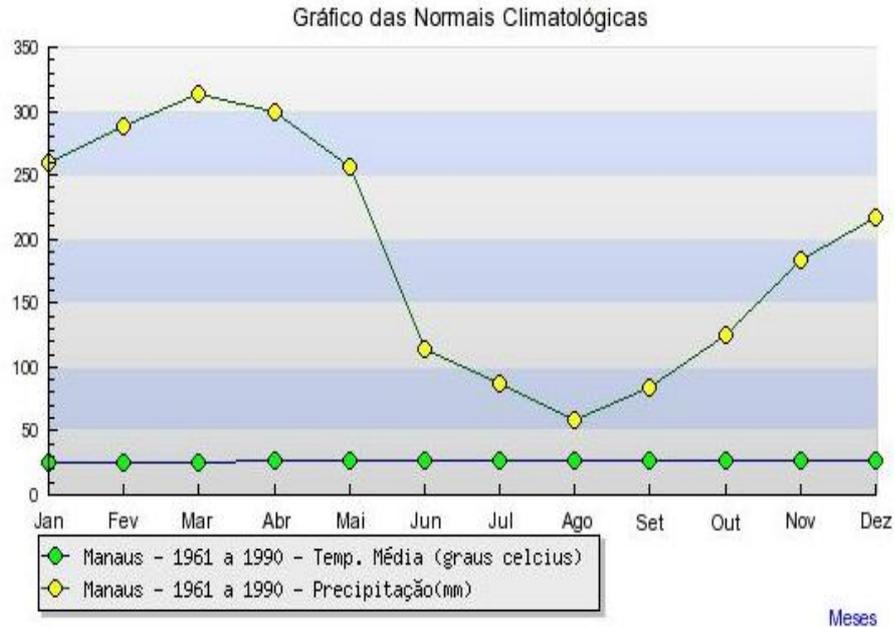
Outro fenômeno responsável pelo aumento da temperatura em grandes cidades são as chamadas ilhas de calor, cujo fenômeno climático ocorre principalmente nas cidades com elevado grau de urbanização. Nestas cidades, a temperatura média costuma ser mais elevada do que nas regiões rurais próximas, afetando as circulações atmosféricas, aumentando a estabilidade atmosférica e a dispersão dos poluentes.

As ilhas de calor são formadas devido à maciça presença de asfalto e concreto, materiais com baixo albedo e elevada absorção de radiação, que aumentam a temperatura das superfícies. Este efeito intensifica-se com a pouca ou ausente cobertura vegetal, que reduz a evapotranspiração e por isso a umidade relativa do ar nestes locais é reduzida quando comparada com áreas naturais envolventes. O efeito de ilha de calor urbano contribui também para aumento da poluição atmosférica.

Entretanto, dada a localização geográfica da cidade de Manaus e ao conjunto de fragmentos florestais remanescentes do período de ocupação desordenada, esse evento ainda não pode ser espacializado, embora estudos apontem a presença deste fenômeno quando comparados o gradiente de temperatura entre a área urbana e a rural. Na cidade de Manaus como um todo, em consonância com os registros contidos nas informações do Instituto

Nacional de Meteorologia - INMET a temperatura média gira em torno de 26° C enquanto a distribuição sazonal da pluviosidade apresenta frequência diferente para cada estação do ano (Figura 4).

**Figura 4. Temperatura média e distribuição sazonal de pluviosidade – 1961 a 1990.**



Fonte: INMET (2016)

## 2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.2.1 Área da Pesquisa

A área de estudo compreende o perímetro urbano da cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas, Brasil (Figura 5). Está localizada na região norte do país, à margem esquerda do Rio Negro, na sua confluência com o Rio Solimões formando o Rio Amazonas. Com área de 11.401,092 km<sup>2</sup> e densidade demográfica de aproximadamente 183,7 hab/km<sup>2</sup> é a segunda maior capital estadual no Brasil em área territorial com população aproximada de 2.094.391 habitantes (IBGE, 2016) (Figura 6). Está localizado na região centro amazônica, limitando-se com os municípios de Presidente Figueiredo, Careiro, Iranduba, Rio Preto da Eva, Itacoatiara e Novo Airão.

A área urbanizada de Manaus passou de 266,53 km<sup>2</sup>, em 2005, para 377 km<sup>2</sup> até o fim da década 2010, configurando-se a maior área urbana por município das regiões Norte e Nordeste (IBGE, 2005; SUFRAMA, 2018). De acordo com Lei nº 1.401, de 14 de janeiro de 2010<sup>2</sup>, a cidade de Manaus está dividida em 63 bairros arranjados em seis zonas Leste (524.071,6 habitantes), Oeste (296.684,8 hab.), Norte (586.206,1 hab.), Sul (335.174,8 hab.), Centro-sul (178.712,4 hab.) e Centro-oeste (173.541,3 hab.), (Figura 7).

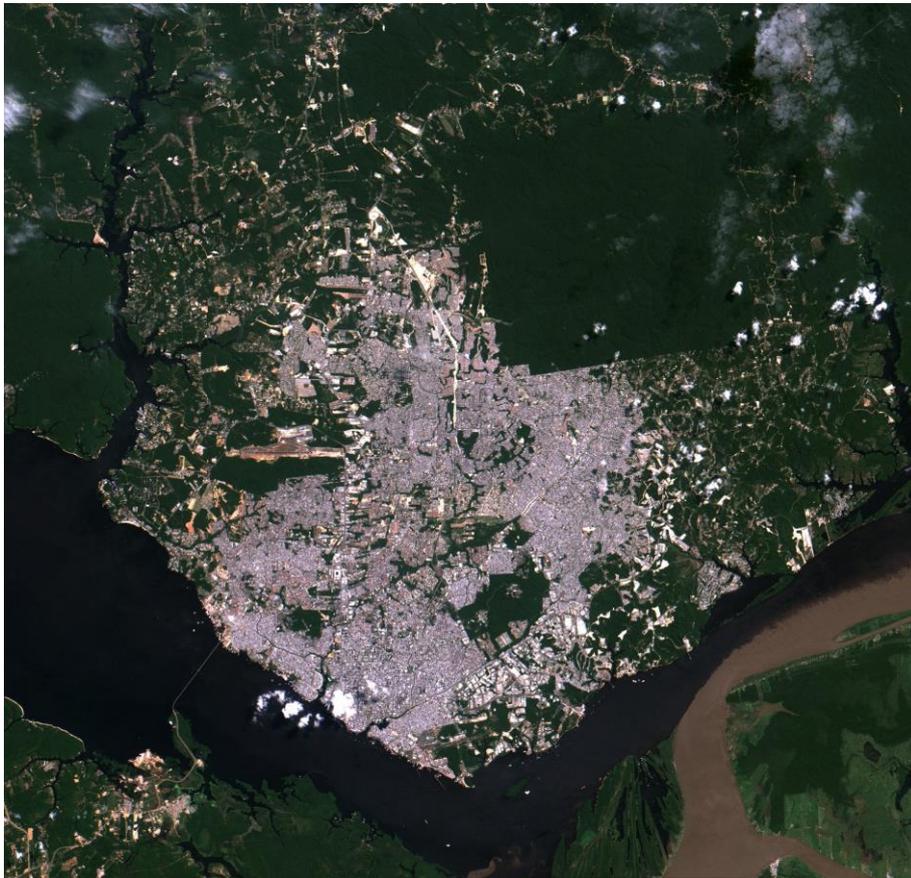
<sup>2</sup> Lei nº 1.401, de 14 de janeiro de 2010 – DOM Nº 2.365, de 14.01.2010

**Figura 5. Vista aérea da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, 2011)**



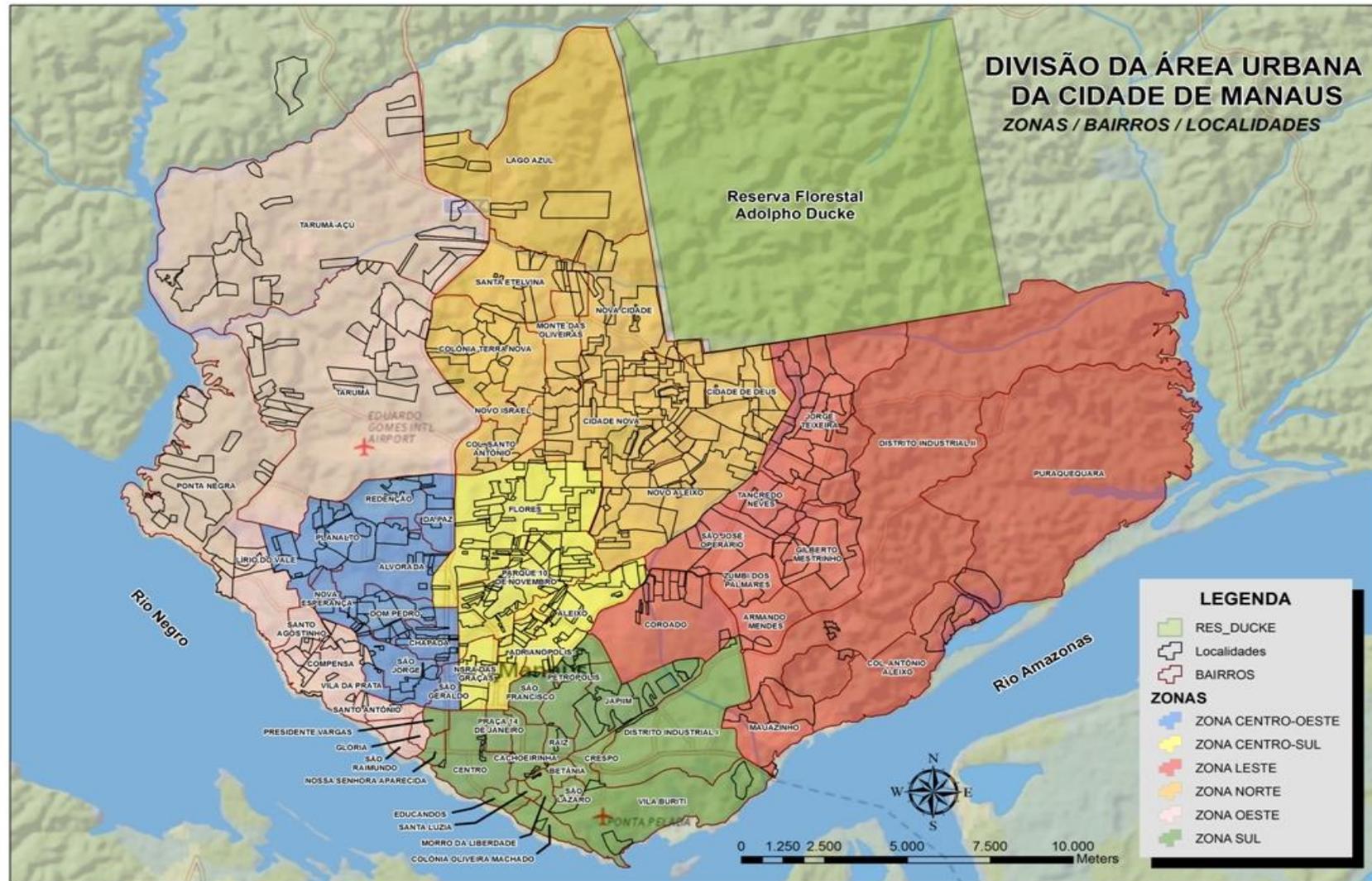
Fonte: Portal da Copa, (2011). Créditos da foto: Gabriel Heusi.

**Figura 6. Vista por satélite da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, 2016.**



Fonte: Coordenação-Geral de Observação da Terra (2016)

Figura 7. Mapa político da cidade de Manaus-Amazonas-Brasil.



Fonte: Agência Reguladora dos Serviços Públicos Concedidos do Estado do Amazonas – ARSAM.

### 2.2.2 Levantamento de Dados

No presente capítulo foram realizados inventários de emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos oriundos da mobilidade urbana e estimados com base em protocolos publicados pelo IPCC. A fronteira do inventário restou definida como o volume de combustíveis comercializados dentro do perímetro urbano da cidade, até porque Manaus está literalmente isolada de outros grandes centros brasileiros pela floresta amazônica.

Os volumes anuais de gasolina automotiva, etanol hidratado e óleo diesel comercializados na cidade de Manaus para o período de 1992 a 2015 foram obtidos da Agência Nacional do Petróleo – ANP; os volumes de gás natural utilizados para a geração de energia elétrica para o período de 2012 a 2016 foram colhidos junto a Eletrobrás Amazonas Energia, mas não foram considerados em face de sua inexpressividade volumétrica; as emissões de GEE e poluentes atmosféricos da navegação aérea não foram coletadas porque não havia justificativa que as relacionassem a respectiva proposta, embora a Agência Nacional de Aviação Civil – ANAC já tenha publicado inventário em 2014 referente ao período de 2005 a 2013.

Para completar a série e tomar como ano de base 1990, que é tido como referência do Protocolo de Kyoto, os volumes anuais de consumo de gasolina automotiva, etanol hidratado e óleo diesel para os anos de 1990 e 1991 foram estimados por técnica estatística de regressão simples. A mesma técnica foi aplicada para o ano de 2016, porque o parágrafo 2º do art. 5º do Decreto nº 7724/12 impede a divulgação da venda de combustíveis, por município, antes de decorridos 12 meses do exercício.

Por fim, com o intuito de partilhar as emissões do transporte público urbano de passageiros por ônibus foram coletados junto a Superintendência Municipal de Transportes Coletivos – (SMTU) a composição da frota, assim como a quilometragem percorrida para o período de 2010 a 2016 e o consumo de biodiesel para o ano de 2009. Desta forma, a estimativa de combustível para os demais anos da série foi obtida por proporcionalidade e uso de regra de três composta.

A composição da frota total estratificada por categoria de veículos para o período de 2010 a 2016 foi obtida junto ao Departamento Estadual de Trânsito – DETRAN/AM. Contudo, esta estratificação não fazia referência à matriz energética, em suas composições dos ciclos termodinâmicos de motores, conforme configuração adotada no 1º Inventário

Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (BRASIL, 2011). Apenas classificava por tipo de veículos (micro-ônibus, automóveis, caminhão, motocicleta e ônibus). Assim, a fim de acompanhar as recomendações exaradas pelo documento em questão, a frota foi distribuída por ciclos (otto e diesel), sendo para tal, estratificada nas mesmas proporções da composição da frota nacional (Tabela 1). Com isto, a construção de políticas públicas pode ser direcionada para avaliar a tecnologia dos motores e para a gestão da fonte energética.

**Tabela 1. Composição da frota de veículos da cidade de Manaus - 2010 a 2016.**

Ciclo	Categoria	Combustível	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
OTTO	Auto	Gasolina C	137.877	131.655	123.846	116.350	107.946	98.199	88.181
		Etanol	14.171	12.884	11.556	10.634	9.187	7.986	6.852
		Flex	119.980	147.996	175.396	203.873	230.803	253.367	271.731
	Leves	Gasolina C	21.123	20.079	19.215	18.322	17.349	16.435	15.474
		Etanol	1.821	1.563	1.344	1.146	965	809	670
		Flex	16.459	19.298	22.075	24.549	26.568	28.276	29.456
	Moto	Gasolina C	96.889	108.768	120.727	132.881	148.775	158.594	165.886
		Flex	3.281	5.116	7.045	9.058	11.418	13.353	15.038
DIESEL	Leves	Biodiesel	40.679	47.298	51.859	56.254	60.965	64.378	65.818
	Pesados	Biodiesel	33.567	34.459	36.727	38.981	38.564	38.940	39.175
	T. Público	Biodiesel	1.295	1.292	1.502	1.478	1.414	1.410	1.362
	Ônibus	Biodiesel	9.677	10.921	11.688	12.166	12.471	12.388	12.305
Total anual			496.819	541.329	582.980	625.692	666.425	694.135	711.948

Fonte: DETRAN/AM; BRASIL (2011)

### 2.2.3 Metodologia

O presente estudo foi desenvolvido utilizando métodos protocolares matemáticos e estatísticos. Para isso foi realizado o inventário das emissões veiculares no sistema de

transporte, considerando o consumo aparente de combustíveis, a composição da frota, a tecnologia e o incremento anual de veículos. Basicamente foram acatadas as abordagens *top-down* e *bottom-up* (IPCC, 2006) e adequações sugeridas pelo governo brasileiro e/ou extraídas de iniciativas e experiências de outras cidades brasileiras, como Belo Horizonte e Rio de Janeiro, sobretudo, na definição das fronteiras do inventário.

Foram inventariadas emissões de dióxido de carbono – CO<sub>2</sub> e o metano – CH<sub>4</sub>, enquanto GEE e o monóxido de carbono – CO, óxidos de nitrogênio – NO<sub>x</sub>, aldeídos – RHCO, hidrocarbonetos não-metano – NMHC e material particulado – MP como os demais poluentes atmosféricos, também reconhecidos como Gases de Efeito Local – GEL.

Entretanto, não foram estimadas as emissões veiculares oriundas do gás natural veicular - GNV, em face da ausência de dados, mas também, porque essa matriz foi disponibilizada há apenas quatro anos e, segundo a literatura representa somente 2% frota brasileira (BRASIL, 2011).

### **2.2.3.1 Abordagem *top-down***

Esse método foi adotado apenas para o cálculo do CO<sub>2</sub> no período compreendido entre 1990 e 2016, porque segundo o IPCC (2006) este gás é responsável por 97% das emissões de GEE, cujo grau de importância é relevante. Esta é a metodologia mais simplificada sugerida e reconhecida. Contudo, o IPCC recomenda que sempre que possível, com base em dados disponíveis e confiáveis, sejam realizadas as duas abordagens (CETESB, 2001).

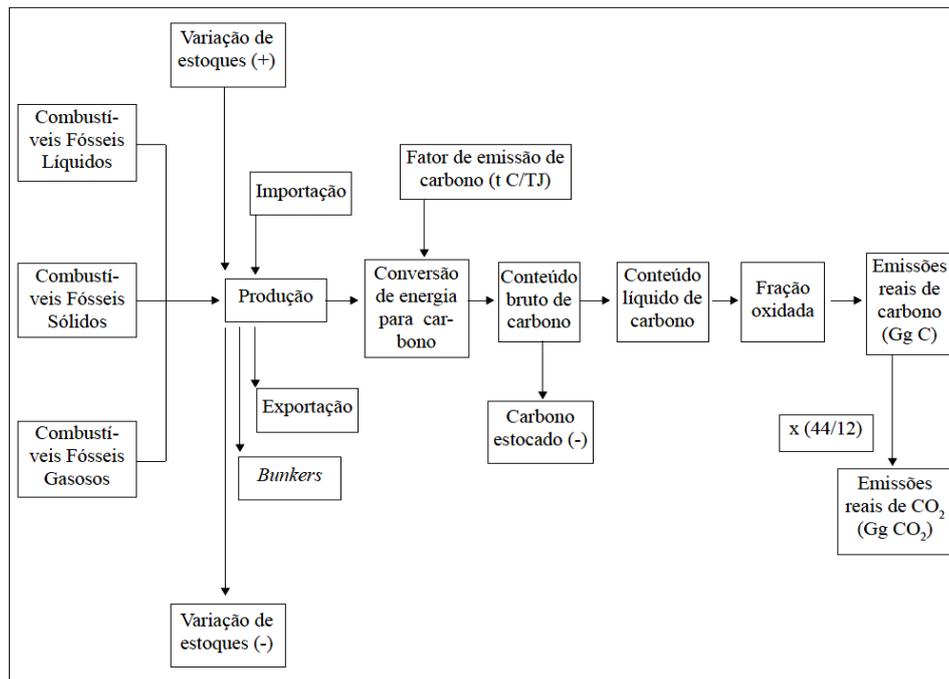
O IPCC, no Livro de Trabalho e Manual de Referência, sugere uma metodologia de estimativa de cálculo, baseado em um modelo geral. Entretanto, cada país, deve buscar o equilíbrio entre essas recomendações e a própria realidade.

No caso do Brasil, no que concerne ao módulo de Energia, o governo brasileiro tem orientações publicadas no Relatório de Referência, que se ajustam as recomendações do IPCC (BRASIL, 2010). Segundo esse relatório, para calcular as emissões de carbono do sistema energético brasileiro foi necessário realizar modificações na metodologia *top-down*, devido a peculiaridades do nosso sistema, como o uso de biocombustíveis enquanto matriz.

De forma geral, o emprego da metodologia *top-down* abarca os seguintes passos (BRASIL, 2010): Determinação do consumo aparente dos combustíveis nas suas unidades de medidas originais; Conversão do consumo aparente para uma unidade de energia comum; Transformação do consumo aparente de cada combustível em conteúdo de carbono, mediante

a multiplicação pelo fator de emissão do combustível analisado; Determinação da quantidade de carbono de cada combustível destinada a fins não energéticos e a dedução dessa quantidade do carbono contido no consumo aparente; Correção dos valores para se considerar a combustão incompleta do combustível, a fim de se computar a quantidade de carbono que realmente oxidou na combustão; e Conversão da quantidade de carbono oxidada em emissões de CO<sub>2</sub>, (Figura 8).

**Figura 8. Fluxograma simplificado para a metodologia *top-down* para o cálculo das emissões. Adaptado de IPCC (2006).**



Fonte: Brasil (2010)

### 2.2.3.2 Conversão para unidade energética comum

O Ministério das Minas e Energia, por meio do documento intitulado Balanço Energético Nacional – BEN prevê a conversão de qualquer medida de consumo para uma unidade comum. Para tal aplica-se a fórmula:

$$CC = CA \times F_{conv} \times 45,2 \times 10^{-3} \times F_{corr}$$

Onde:

**1 tEP<sub>(Brasil)</sub>** = 45,2 x 10<sup>-3</sup> TJ (tera-joule = 10<sup>12</sup> J);

**tEP<sub>(Brasil)</sub>** = tonelada equivalente de petróleo;

**CC** = consumo de energia em TJ;

**CA** = consumo de combustível (m<sup>3</sup>, l, kg);

**Fconv** = fator de conversão de unidade física equivalente a mesma quantidade de combustível em tEP e que tem como referência o poder calorífico superior do combustível analisado. Os valores são publicados no BEN e podem variar em função de suas especificidades.

**Fcorr** = fator de correção do poder calorífico superior para o inferior, a fim de atender a recomendação do IPCC. Para combustíveis sólidos e líquidos o Fcorr = 0,95, para gasosos o Fcorr = 0,9, conforme orientação do MCT.

### 2.2.3.3 Definição do conteúdo de carbono

Em seguida, é necessário definir a quantidade de carbono oxidada através da combustão do combustível. Para isto adota-se a seguinte equação:

$$QC = CC \times Femiss \times 10^{-3}$$

Onde:

**QC** = Quantidade de carbono expresso em GgC ou mil tC;

**CC** = consumo de energia em TJ;

**Femiss** = fator de emissão de carbono (tC/TJ) para cada combustível em valores definidos pelo IPCC (1996) e MCT (1999);

$10^{-3}$  = tC/GgC

### 2.2.3.4 Emissões de CO<sub>2</sub>

As emissões de CO<sub>2</sub> são calculadas levando-se em considerações os pesos moleculares dos componentes de sua molécula, ou seja, 44 t CO<sub>2</sub> correspondem a 12 t de C. Essa relação é fundamental para compreender a reação:

$$ECO_2 = EC \times 44/12$$

Onde:

**ECO<sub>2</sub>** = Emissões de CO<sub>2</sub>

**EC** = Emissão de carbono

### Cálculo das emissões evitadas de CO<sub>2</sub> de gasolina automotiva

Admitindo que a gasolina automotiva ou gasolina C possui 22% de mistura de etanol anidro, cujo potencial energético da composição (calor específico) é inferior ao da gasolina pura, o cálculo das emissões evitadas deve considerar uma potencialidade proporcional na geração de trabalho. Desta forma, um mesmo volume de combustível de gasolina automotiva

percorre uma distância 6,86% inferior se o veículo fosse movido à gasolina pura. Assim, recomenda-se abater 6,86% do volume total da gasolina automotiva para o cálculo das emissões, para em seguida calcular o volume total declarado como emissões de gasolina pura. A diferença entre ambos os cálculos são as emissões evitadas (CETESB, 2001; IPCC, 2006).

### **Cálculo das emissões evitadas de CO<sub>2</sub> de etanol hidratado**

De maneira similar, o consumo de etanol hidratado por veículos também requer comparativo de emissões evitadas em relação à adoção de gasolina pura. O potencial energético de etanol hidratado é 31,21% inferior ao potencial energético da gasolina pura.

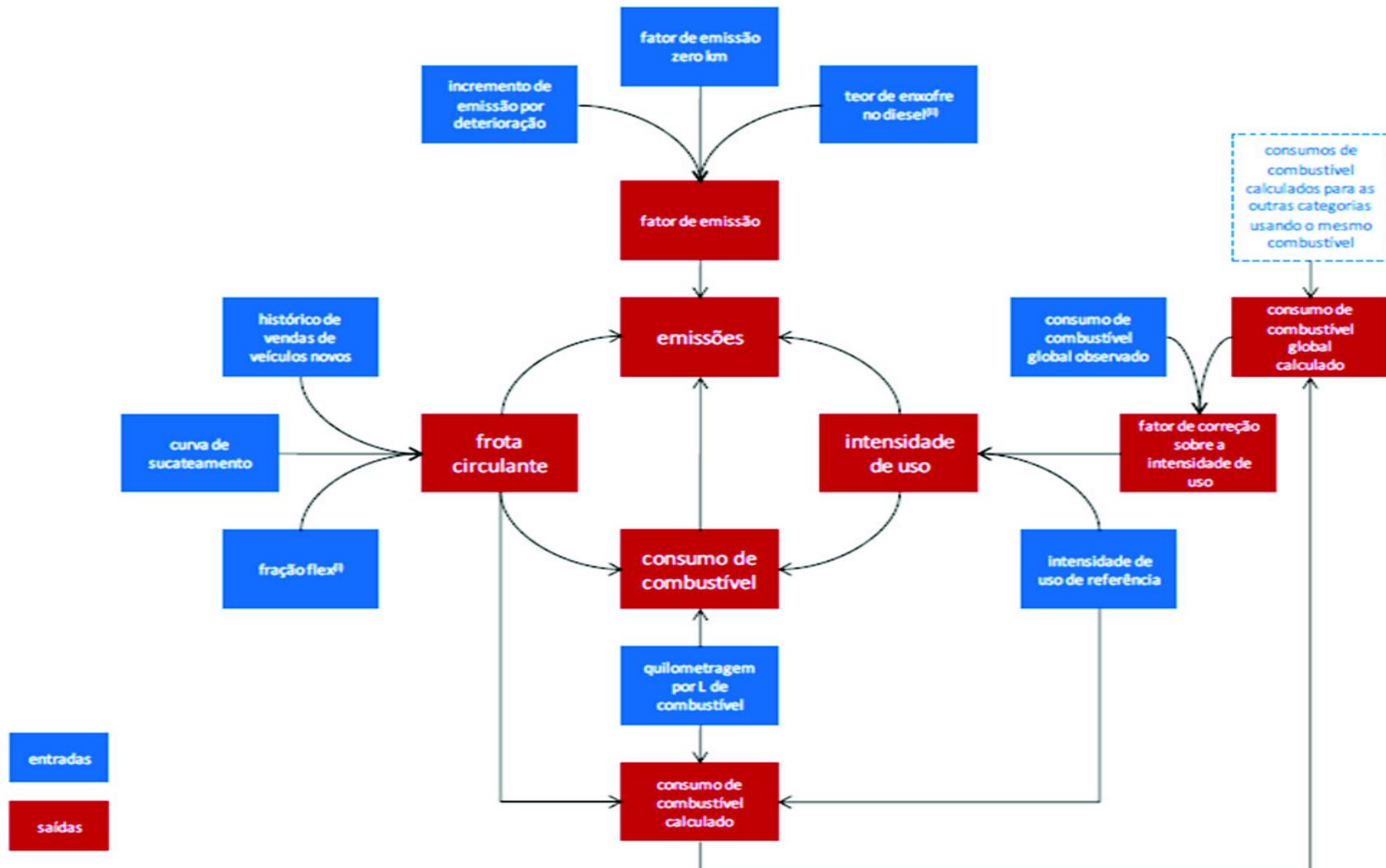
Para comparar as emissões evitadas basta abater 31,21% do volume total de gasolina automotiva consumido, presumindo sê-la gasolina pura, e realizar as estimativas de emissão. Em seguida, elaboram-se as estimativas do etanol hidratado. A diferença entre ambas representa as emissões evitadas de CO<sub>2</sub>. Este ajuste é necessário para equiparar a realização de trabalho por combustíveis diferentes.

#### **2.2.3.5 Abordagem *bottom-up***

Esse método foi adotado para o cálculo de todos os demais gases e poluentes, mas também para o CO<sub>2</sub> no período compreendido entre 2010 e 2016, porque esta metodologia, por ser mais abrangente, requer detalhes como a composição da frota estratificada, distância média percorrida por tipo de veículo, os fatores de emissão específicos declarados pelo fabricante ou adotados com base no Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE ou pelo Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas e Veículos Similares – PROMOT, assim como as tecnologias de controle de emissão.

As dificuldades encontradas estão referendadas no 1º Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários publicado em 2011 pelo governo brasileiro. Adotou-se, neste documento oficial, que o procedimento de inventário dos poluentes atmosféricos (Figura 9) é categorizado por tipo/modelo de veículos, matriz energética, fatores de emissão e tecnologia do motor. Desta forma, inventariou-se emissões de substâncias como o monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), hidrocarbonetos não-metânicos (NMHC), metano (CH<sub>4</sub>), aldeídos (RHCO), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e material particulado (MP).

Figura 9. Procedimentos adotados no inventário de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários.



Fonte: Brasil, 2011.

## Equação Geral

As emissões são estimadas, para cada ano, adotando-se a seguinte fórmula:

$$E = Fr \times Iu \times Fe \quad \text{onde:}$$

**E** = taxa anual de missão do poluente considerado (g/ano);

**Fr** = Frota circulante do ano modelo considerado (número de veículos);

**Iu** = Intensidade de uso do modelo considerado (km/ano);

**Fe** = Fator de emissão do poluente considerado ( $g_{\text{poluente}}/\text{km}$ )

## Frota circulante

A frota circulante proposta pelo 1º Inventário Nacional de Poluentes Atmosféricos por Veículos Automotores Rodoviários foi classificada em veículos do ciclo otto<sup>3</sup> e do ciclo diesel, sendo estratificada por tipo de combustível adotado.

Os veículos do ciclo otto foram subclassificados em: automóveis, comerciais leves e motocicletas, movidos a gasolina automotiva e/ou etanol hidratado. Os veículos do ciclo diesel foram subclassificados em: comerciais leves, ônibus urbanos, ônibus rodoviários, caminhões leves, caminhões médios e caminhões pesados tendo como matriz energética o biodiesel.

Como, no caso de Manaus, a estratificação não considerava o combustível, utilizou-se a mesma proporção nacional para a composição da frota local, sendo que os caminhões leves, caminhões médios e caminhões pesados foram classificados todos como “Outros Pesados”, assim como os ônibus rodoviários e os ônibus urbanos foram classificados todos como “Ônibus”, uma vez que na base de dados fornecida pelo Detran-AM não havia esta separação. Entretanto, as emissões dos ônibus do transporte coletivo público urbano foram partilhadas das demais.

---

<sup>3</sup> É um ciclo termodinâmico, em quatro tempos, que idealiza a combustão interna de motores a partir da ignição por centelha. Foi anteriormente definido por Beau de Rochas e posteriormente implementado por Nikolas Otto, em 1876, tendo o seu nome batizado o ciclo. A maioria dos carros de passeio são equipados com motores do ciclo otto.

### **Intensidade de Uso**

É uma variável dependente de vários fatores socioeconômicos, mas no 1º Inventário Nacional de Poluentes Atmosféricos por Veículos Automotores Rodoviários representa a idade do veículo.

Devido à escassez de dados e a pouca representatividade dos estudos encontrados, a intensidade de uso foi estabelecida a partir do consumo de combustível rodoviário observado no país e declarado no BEN – 2010 (BRASIL, 2010; 2011). Com base na quilometragem por litro (km/l) e na intensidade de uso de referência (km/ano) estima-se o consumo de combustível de cada categoria de veículos do ciclo otto e do ciclo diesel.

### **Fatores de emissão**

O IPCC recomenda que sempre que houver fator de emissão local ou regional disponível, este deve ser preferido em detrimento a qualquer outro. No entanto, essas informações, se existem, não estão disponíveis. Dessa forma, adotaram-se os mesmos fatores de emissão, para cada gás, definido no 1º Inventário Nacional de Poluentes Atmosféricos por Veículos Automotores Rodoviários.

Estes fatores foram estabelecidos com base nos fatores médio de emissão dos poluentes regulamentados pelo PROCONVE e PROMOT, disponibilizados pela CETESB em seus relatórios de qualidade do ar e apontam para fatores mais próximos da realidade brasileira (BRASIL, 2011; VIANNA *et. al.*, 2009).

## **2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A seguir serão apresentadas as estimativas de emissões realizadas pelas abordagens *top-down* e *bottom-up*, com suas respectivas adequações. Inicialmente serão relatadas as emissões CO<sub>2</sub> construídas em ambas as abordagens, para em seguida, serem apresentadas as estimativas dos demais gases, elaboradas a partir a abordagem *bottom-up*.

### **2.3.1 Emissões de dióxido de carbono - CO<sub>2</sub>**

As emissões de CO<sub>2</sub>, por combustível e com base na abordagem *top-down* para o período de 1990 a 2016, estão descritas na Figura 8. As emissões de etanol hidratado mantêm-se constantes, ainda que inexpressivas, mas sofrem uma pequena elevação nos anos finais da série, provavelmente devido ao incremento de veículos *fuel flex* no mercado a partir de 2008.

Embora, não devam ser computadas, pois são consideradas emissões neutras, vez que o CO<sub>2</sub> será absorvido na próxima safra de cana-de-açúcar através de sequestro na realização da fotossíntese, O IPCC recomenda relatar sua contabilização, vez que influencia as emissões do escopo de mudanças de uso da terra, não contemplada nesta proposta.

As emissões de gasolina automotiva (gasolina C) são comparadas com as possíveis emissões de gasolina pura (gasolina A) para o mesmo montante de combustível consumido. Desta forma apresentam o mesmo comportamento na série. Observa-se que os volumes são crescentes para todos os anos, graças ao incentivo ao crédito promovido a partir do governo de Fernando Henrique Cardoso, que culminou com acirrada competição com o modal coletivo de transporte. Esses valores crescem exponencialmente seguindo a mesma tendência de crescimento da frota de veículos leves e de passeio, mas, sobretudo, devido à evolução da frota de motocicletas (DENATRAN, 2016).

Estima-se que em 1990 foram emitidas 105,28 mil tC, tendo quase dobrado em 1994 (206,8 mil tC). Nos anos seguintes a série continua a se expandir e novamente irá se observar o dobro de emissões em 1998 (401,86 tC). De certa forma, os volumes continuarão crescendo, mas o fenômeno de duplicação só ocorrerá novamente em 2012 (844, 24 tC). Nos anos finais da série observa-se uma ligeira redução promovida, provavelmente, pelo avanço tecnológico de motores *fuel flex* (Figura 10).

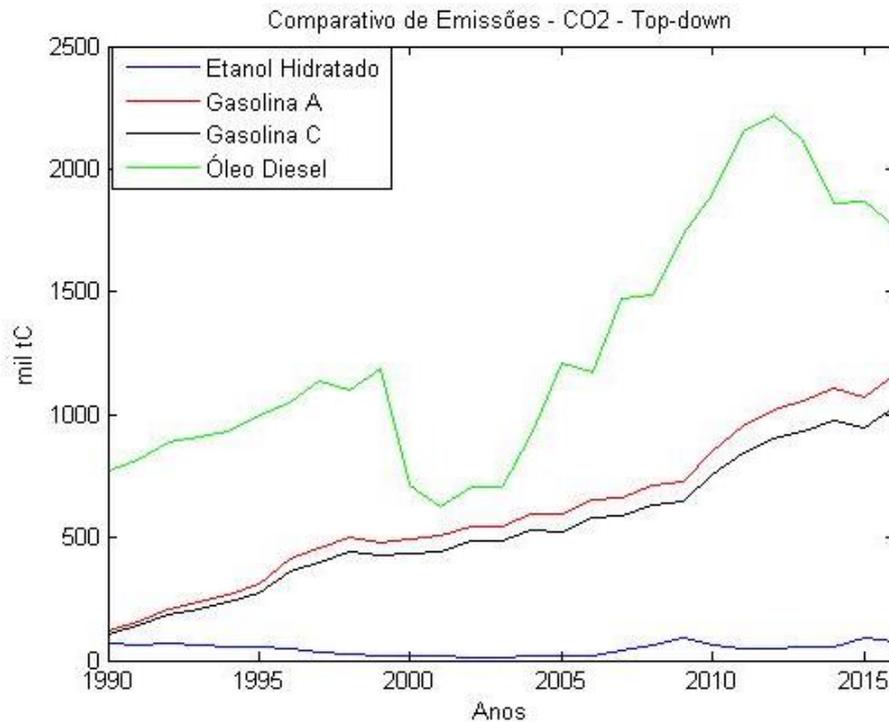
Quando analisadas as emissões do diesel percebem-se incrementos anuais justificados pela elevação do consumo, tanto da mobilidade urbana como do setor elétrico e industrial. Entretanto, uma abrupta queda nos volumes é observada a partir do ano 2000, cujas emissões são em torno de 40% menores que 1999.

Essa amplitude pode ser justificada por uma possível timidez de incremento de veículos pesados e ônibus no montante da frota, em face dos baixos investimentos de infraestrutura de transporte e da fragilidade das políticas públicas de mobilidade urbana, mas, sobretudo, devido ao saneamento da crise energética local ocorrida nos anos anteriores e configurada pela grande dependência desta matriz para a geração de energia elétrica na cidade de Manaus.

Somente em 2005 as emissões assumem os valores aproximados aos de 1999, da ordem de 1.211,41 mil tC. A partir de 2012, o comportamento da série apresenta sensível queda, dada a introdução do gás natural oriundo da bacia do rio Urucu, na produção e geração

do setor elétrico e industrial manauara, consolidando-se como uma tendência linear decrescente para os anos seguintes (Figura 10).

**Figura 10. Emissões de CO<sub>2</sub> na cidade de Manaus, para cada combustível, no período de 1990 a 2016. Abordagem *top-down* com adequações.**



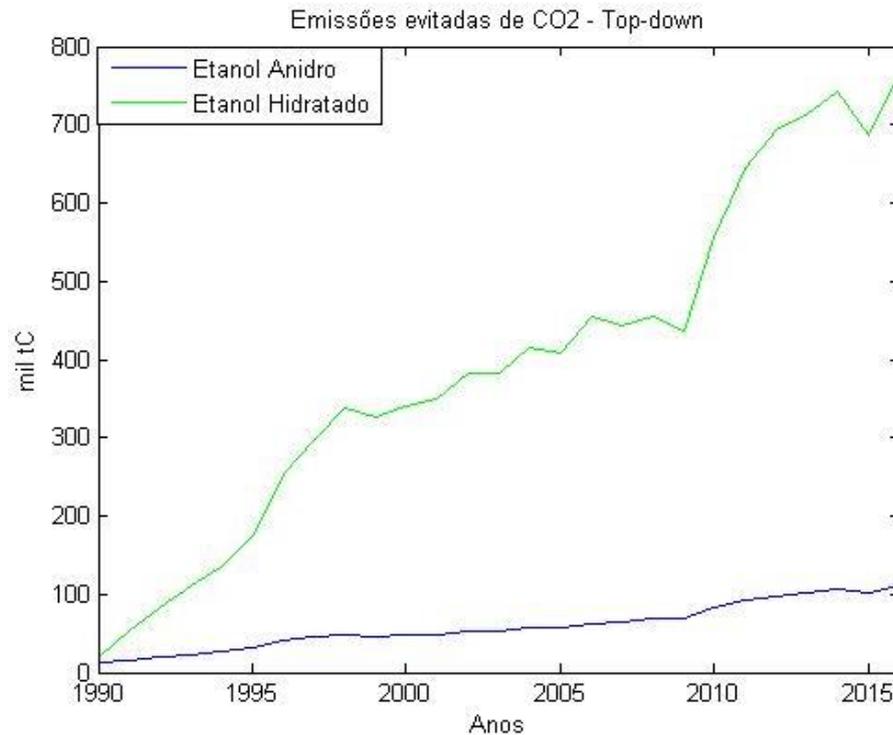
Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Avaliando as emissões evitadas a partir da mistura de etanol anidro na gasolina pura, notam-se volumes crescentes até se atingir o montante de 112,04 mil tC em 2016, o que representa aproximadamente 10 vezes mais que o volume evitado em 1990, ano base de referência (Figura 11).

Os percentuais de mistura crescem neste espaço de tempo, chegando a atingir atualmente 27% da composição do combustível (MAPA, 2016). Por tudo isso, pode-se imaginar que os resultados são reflexos destas políticas de misturas, mas também da evolução da frota de *fuel flex* e dos incentivos oferecidos pelo governo federal para o setor sucroalcooleiro.

Contudo mais expressivas são as emissões de etanol hidratado pela adoção desta matriz. Os números são significativos e crescem exponencialmente. Atingem a casa de 103,81 mil tC em 1992, praticamente dobrando em 1995 (204,72 mil tC), 2001 (398,48 mil tC) e 2013 (813,20 mil tC). Em 2016 apresentam valores da ordem de 880,26 mil tC, representando uma eficiência 27 vezes superior ao ano inicial da série, 1990 (Figura 11).

**Figura 11. Emissões evitadas de CO<sub>2</sub> na cidade de Manaus pela mistura de etanol anidro à gasolina pura (gasolina C) e pela adoção de etanol hidratado, no período de 1990 a 2016. Abordagem *top-down* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

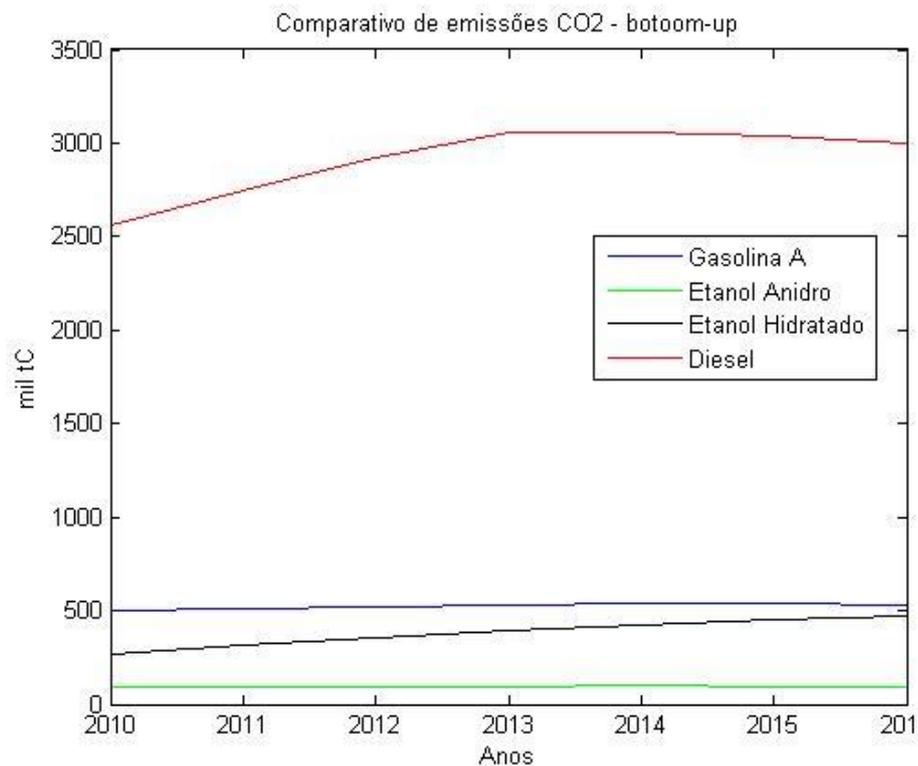
As emissões de CO<sub>2</sub> inventariadas a partir da abordagem *bottom-up* para o período de 2010 a 2016, estão descritas a seguir. Para todos os combustíveis as emissões apresentam valores quase lineares de baixa amplitude, mas com leve inclinação no final da série para o diesel e o etanol hidratado. Para o primeiro, o aumento substancial da frota de veículos pesados contribuiu sensivelmente. Para o segundo, a consolidação dos *fuel flex* na composição da frota de veículos leves foi substancial, mas foi taxativo o incremento de motocicletas (Figura 12).

A série da gasolina A inicia com números da ordem de 496,2 mil tC e finda com valores de 531,2 mil tC, o que equivale a um crescimento um pouco maior que 7%. Portanto, com inexpressiva elevação. Da mesma forma, a série de etanol anidro apresenta o mesmo comportamento. Os valores iniciais, em 2010, estão na casa de 89,9 mil tC e vão crescendo até atingir 96,2 mil tC emitidas em 2016. Observa-se que estes dois combustíveis, após misturados, formarão a gasolina C que será distribuída nos postos de venda de combustíveis. Entretanto, os veículos automotores – veículos leves, comerciais leves - têm apresentado

crescimento negativo da frota para todos anos, a partir de 2010, em face da preferência do consumidor por motores *fuel flex* (Figura 12).

As emissões de etanol hidratado apresentam valores de 267,2 mil tC em 2010, atingem 393,1 mil tC em 2013 e praticamente dobram em 2016 em relação ao ano inicial de contabilização (468,4 mil tC). O diesel inicia a série emitindo 2.564,1 mil tC e cresce mais lentamente. Em 2013 chega a amplitude máxima (3.061,8 mil tC) para em seguida iniciar um decréscimo sutil, de modo que em 2016 terá contribuído com 3.002,4 mil tC, representando ainda assim, um crescimento de 7% em relação ao ano de referência – 2010 (Figura 12).

**Figura 12. Emissões de CO<sub>2</sub> na cidade de Manaus, para cada combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



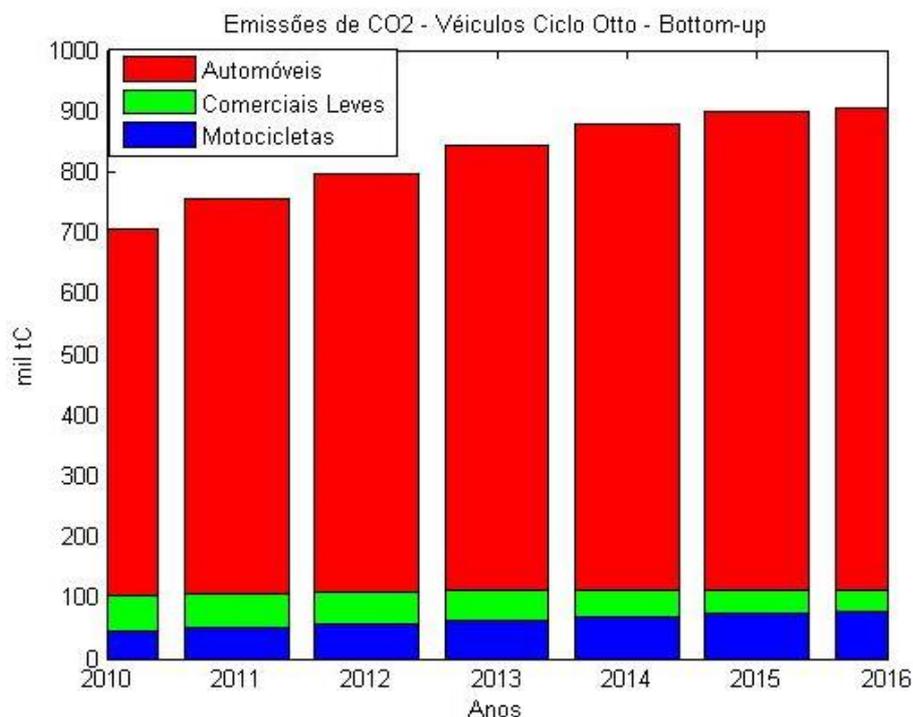
Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Quando avaliadas as emissões por categoria da frota, observa-se que as emissões dos veículos do Ciclo Otto, em todos os estratos, crescem continuamente. Os automóveis iniciam a série com emissões da casa de 704,8 mil tC em 2010 e encerram 2016 emitindo 906,3 mil tC, o que representa um incremento de quase 1/3. Os comerciais leves apresentam as menores amplitudes, com acréscimo de 9% entre o ano de 2016 (112 mil tC) e 2010 (102,8 mil tC). As motocicletas têm o mais expressivo crescimento de emissões entre todas as

categorias do ciclo, pois em 2010 registram valores da ordem de 45,6 mil tC e 77,2 mil tC para 2016, contabilizando um acréscimo de aproximadamente 70% nos volumes (Figura 13). Esse comportamento observado é resultado das políticas públicas de incentivo ao crédito dos governos anteriores, que ocasionaram competição acirrada com o modal coletivo, mas não contou a mesma evolução na infraestrutura de transporte da cidade de Manaus.

As emissões dos veículos do Ciclo Diesel, da mesma forma, registraram acréscimos significativos, com exceção para os ônibus do transporte público coletivo de passageiros, cujas emissões comportaram-se de maneira quase linear. Contudo, os percentuais de acréscimos nas emissões finais em 2016, para todos os estratos analisados, não contabilizaram incrementos como os dos veículos do Ciclo Otto e os ônibus registraram redução das emissões.

**Figura 13. Emissões de CO<sub>2</sub> na cidade de Manaus para os veículos do Ciclo Otto no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**

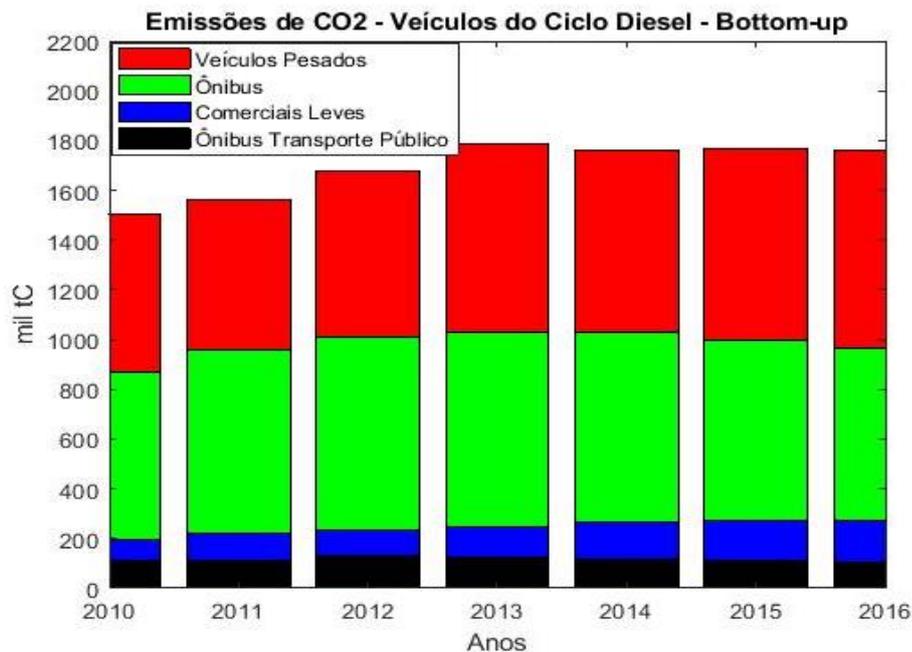


Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Os comerciais leves do Ciclo Diesel emitiram 192,7 mil tC em 2010 e 271,6 em 2016. Esta categoria apresentou crescimento em torno de 40% e foi a mais expressiva de todas. As emissões dos veículos pesados contabilizaram 1.503,9 mil tC em 2010 e cresceram até a casa de 1.762,8 mil tC em 2016. Os ônibus iniciam a série com valores da ordem de 867,5 mil tC e atingem o ápice das emissões em 2014, com 1030 mil tC para em seguida decrescer, fechando

a série com 968 mil tC em 2016. Os ônibus do transporte coletivo público de passageiros emitiram 113,6 tC em 2010 e mantém este comportamento até o final, observando uma pequena redução da ordem de 5% para o ano de 2016 (107,4 mil tC) (Figura 14).

**Figura 14. Emissões de CO<sub>2</sub> na cidade de Manaus para os veículos do Ciclo Diesel no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

A Tabela 2 apresenta o quadro comparativo geral entre as estimativas de CO<sub>2</sub> para ambas as abordagens. Para todos os anos da série observa-se que os valores estimados pela abordagem *bottom-up* são superiores a *top-down* e devem ser preferidos, uma vez que refletem maior proximidade da realidade por considerar a frota de veículos, o avanço tecnológico, a eficiência dos motores e a composição dos combustíveis, pois é prudente e recomendado optar por resultados mais conservadores (CETESB, 2001; IPCC, 2006).

Os valores expressos pela abordagem *top-down* têm amplitude e comportamento diferente da *bottom-up*. Inicialmente a série apresenta registros totais de emissões de CO<sub>2</sub> da casa de 2.655,1 mil tC em 2010 e cresce algo próximo de 17% em 2012 (3.118,3 mil tC) para iniciar um decréscimo progressivo da ordem de aproximadamente 10% nos dois anos seguintes – 2013 com 3.047,8 mil tC e 2014 com 2.838,3 mil tC – e posteriormente de 1% nos anos finais da série – 2015 com 2.811,2 mil tC e 2016 com 2.797,6 mil tC). Essa quase linearidade observada pode ser justificada pelo incremento do gás natural no setor elétrico a partir de 2012, o que reduziu a dependência do setor ao diesel.

**Tabela 2. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CO<sub>2</sub> da cidade de Manaus para ambas as abordagens, no período de 2010 a 2016.**

<b>Quadro Comparativo Geral</b>			
<b>Emissões de CO<sub>2</sub> – Totalizador – em mil t/ano</b>			
<b>Anos</b>	<b>Top-down</b>	<b>Bottom-up</b>	<b>Razão*</b>
<b>2010</b>	2.655,1	3.417,3	1,29
<b>2011</b>	2.998,9	3.656,8	1,22
<b>2012</b>	3.118,3	3.886,4	1,25
<b>2013</b>	3.047,8	4.079,2	1,34
<b>2014</b>	2.838,3	4.117,8	1,45
<b>2015</b>	2.811,2	4.126,3	1,47
<b>2016</b>	2.797,6	4.098,2	1,46

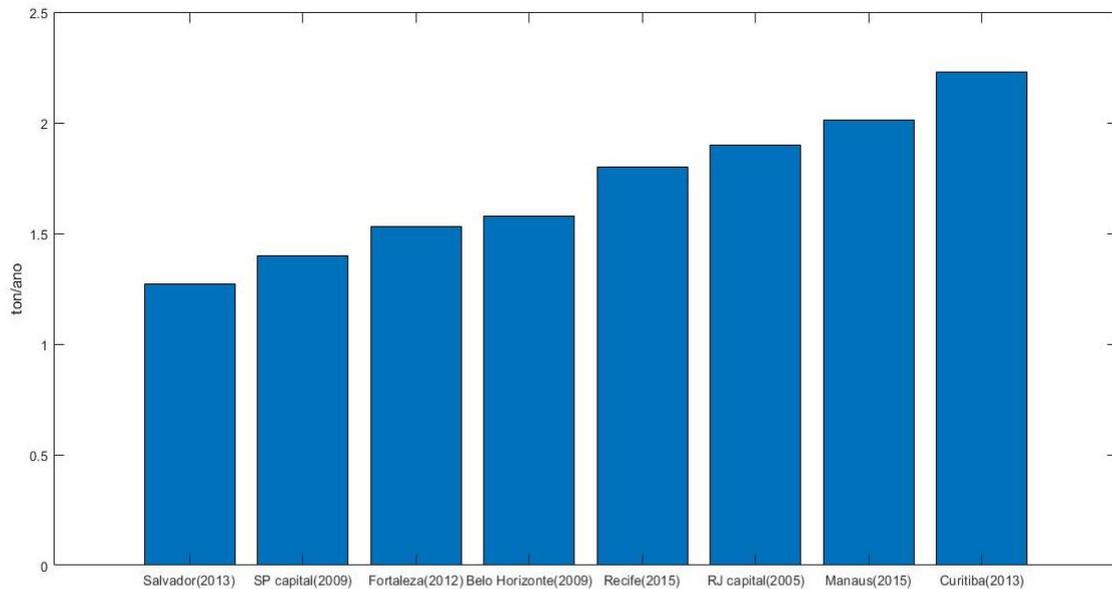
**\*Entre as abordagens Bottom-up e Top-down**

Contudo, a curva do crescimento das emissões observadas nos resultados obtidos pela abordagem *bottom-up* parece ser a mais adequada, por representar uma função muito parecida com a função expressa na evolução da frota de veículos, sobretudo, a categoria *fuel flex* e as motocicletas, quando se notam incrementos exponenciais nesses estratos. A série registra emissões iniciais de 3.417,3 em 2010 e dá um salto vertiginoso para 4.098,2 em 2016, verificando um aumento de 20%, portanto, um crescimento médio anual de 2,85%.

Na Figura 15 é apresentado um comparativo das emissões de CO<sub>2e</sub> *per capita* ‘de oito cidades brasileiras estimadas com base na abordagem *bottom up*, com ajustes peculiares na metodologia de acordo com as limitações e condições de fronteiras. Manaus surge como a terceira maior emissora (2,01 tCO<sub>2e</sub>/hab), atrás apenas de Curitiba e Rio de Janeiro com 2,17 tCO<sub>2e</sub>/hab e 2,23 tCO<sub>2e</sub>/hab, respectivamente.

É importante ressaltar que as estimativas aqui comparadas foram calculadas e publicadas entre 2005 (Rio de Janeiro) e 2015 (Recife e Manaus) e não contemplam as regiões metropolitanas (Figura 15). Contudo, importa alertar que as definições das fronteiras do inventário obedecem a decisões de ordem político-administrativa. Entretanto, todas as cidades são conurbadas, com exceção de Manaus.

**Figura 15. Comparação das emissões de CO<sub>2e</sub> per capita em ton/ano entre capitais brasileiras para variados anos.**



Fonte: Rio de Janeiro, 2005; Belo Horizonte, 2009; Cetesb, 2009; Fortaleza, 2012; Curitiba, 2013; Salvador, 2013; Recife, 2015.

### 2.3.2 Emissões de CH<sub>4</sub> e demais poluentes atmosféricos

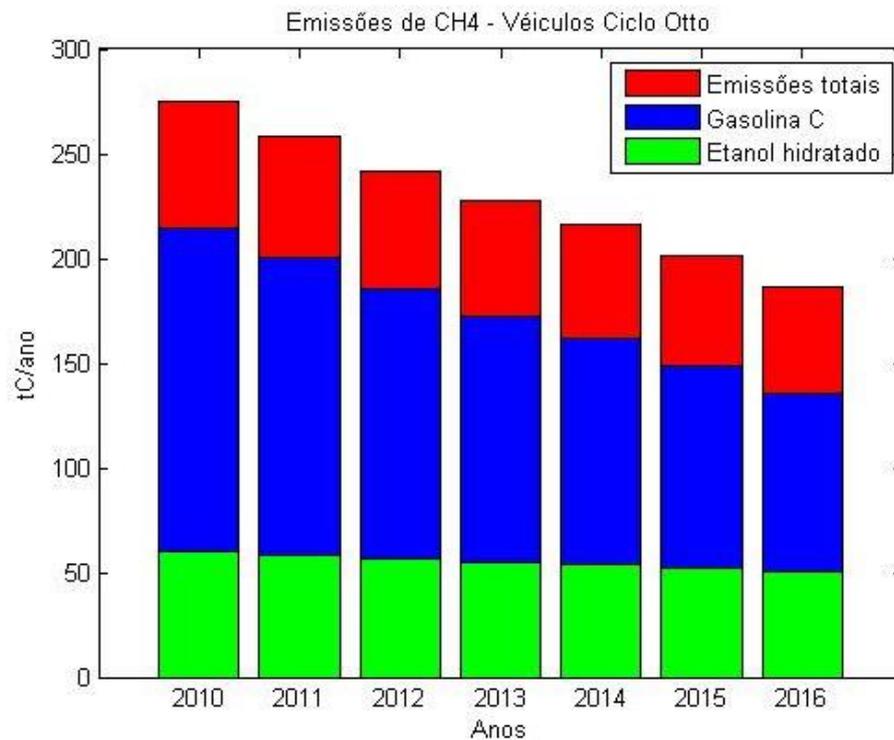
Foram inventariadas as emissões de CH<sub>4</sub> apenas para os veículos do Ciclo Otto, uma vez que o “1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários” não traz orientações, dados ou informações acerca das emissões do Ciclo Diesel. Esse gás, embora seja um hidrocarboneto e seja potente catalisador da produção de O<sub>3</sub> troposférico, funciona muito mais como gás de efeito estufa, cujo potencial de aquecimento é 21 vezes superior ao potencial do CO<sub>2</sub>.

Observa-se que as emissões de CH<sub>4</sub> oriundas da gasolina C vêm decrescendo a cada ano, ainda que a frota de veículos diminua. Entretanto, as emissões originadas a partir do etanol mantêm-se estáveis. Os volumes totais de emissão decrescem de 275 t/ano em 2010 para 186,3 t/ano em 2016 verificando uma eficiência de quase 7%, o que representa um decréscimo médio anual de 1% (Figura 16).

Esse comportamento registrado na série de gasolina C pode ser justificado devido à evolução das tecnologias dos motores que reduziram as emissões de hidrocarbonetos totais – THC, entre eles o CH<sub>4</sub>, mas também devido à substituição de parte da frota por veículos movidos a gás natural veicular – GNV (BRASIL, 2011), enquanto que a estabilidade das emissões de etanol se justifica em vistas à sazonalidade do biocombustível, quando em períodos de entressafra os custos sobem e são repassados ao consumidor ou carecem de

políticas públicas de incentivo ao setor sucroalcooleiro, iniciativas estas que nem sempre são bem recepcionadas pelo setor agrícola ou são destoantes de diretrizes econômicas, monetárias ou fiscais do governo federal. Esses entraves reduzem a adesão ocasional a essa matriz, ainda que a frota de veículos *fuel flex* esteja dominando o mercado.

**Figura 16. Emissões de CH<sub>4</sub> na cidade de Manaus de veículos do Ciclo Otto, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Quando analisadas as emissões por categorias de veículos do Ciclo Otto, independentemente do combustível adotado (Tabela 3) percebe-se que as emissões, de modo geral, decrescem, confirmando mais uma vez a tese de que a evolução da tecnologia de motores vem reduzindo as emissões deste gás. Evidentemente que essa redução é mais sutil para as motocicletas e mais ampla para os comerciais leves, isto porque os veículos desta última categoria apresentam crescimento da frota de aproximadamente 16%, enquanto as motocicletas registram quase 81% de incremento em seu parque.

Os automóveis registram redução das emissões da ordem de 35% -161,7 t/ano em 2010 para 104,3 t/ano em 2016. Os comerciais leves emitem em 2010 22,3 t/ano e em 2016, 12,1 t/ano, representando redução em torno de 46%. Embora em valores absolutos pareça ser mais eficiente, isso não se confirma quando comparadas as evoluções de frota de ambas as

categorias. As motocicletas, cuja evolução da frota é mais significativa, registrou a menor redução de emissões. Em 2010 emitiu 91 t/ano e concluiu 2016 com 69,8 t/ano, com reduções de aproximadamente 24% (BRASIL, 2011).

**Tabela 3. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CH<sub>4</sub> da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016.**

Evolução das emissões de CH <sub>4</sub> - em t/ano						
Veículos do Ciclo Otto						
Anos	Automóveis		Com. Leves		Motocicletas	
2010	161,7		22,3		91	
2011	151		19,9		87,5	
2012	140,2		18		83,8	
2013	131,3		16,3		80,2	
2014	122,6		14,7		78,8	
2015	113,3		13,3		74,5	
2016	104,3	0,645*	12,1	0,543*	69,8	0,767*

\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

Quando avaliadas as eficiências de redução das emissões, percebe-se que as motocicletas foram as mais significativas, pois foi a categoria que registrou o maior crescimento da frota - em torno de 81% - embora tenha apresentado a menor redução da emissão. Neste caso, a intensidade de uso não foi considerada, em face da linearidade observada no consumo médio de combustível das três categorias que contabilizou incremento de 48% (BRASIL, 2011).

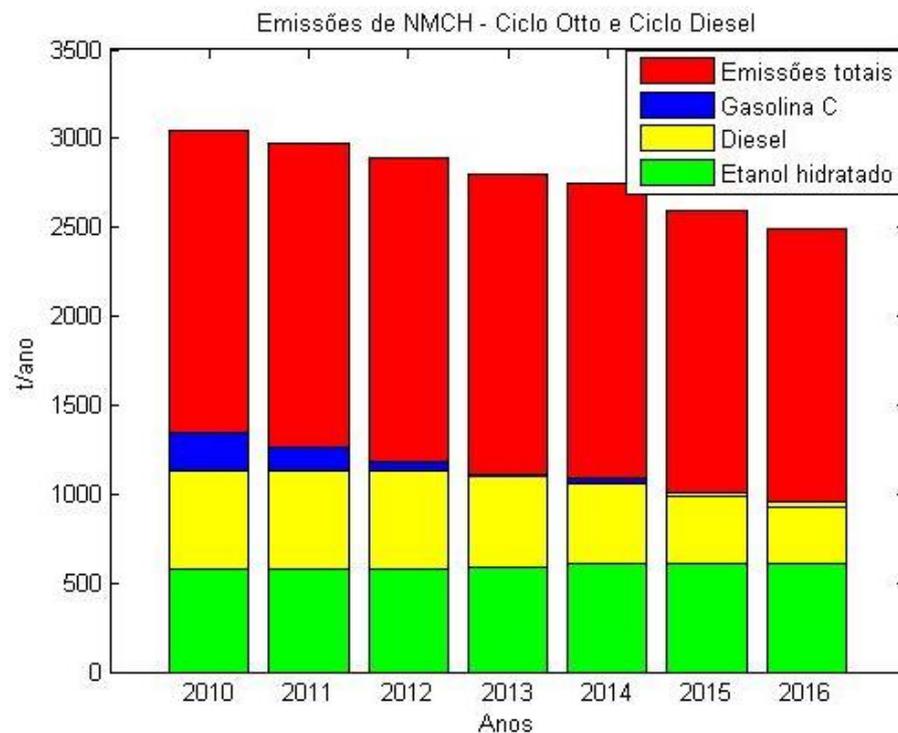
No cômputo geral, as emissões de hidrocarbonetos não-metano – NMHC seguem o mesmo comportamento da série de CH<sub>4</sub>. São registrados valores da ordem de 3.053,1 t/ano para o ano de 2010 e 2.494,8 t/ano para 2016. Isso representa uma eficiência de redução de emissões de 18%, o que simboliza um decréscimo médio anual de 2,61% (Figura 17). Os NMHC são importantes precursores de O<sub>3</sub> troposférico.

Entretanto, quando avaliado o desempenho de cada combustível nas emissões de NMHC, percebe-se que a gasolina C apresenta o mais acentuado declínio em relação aos demais combustíveis – emite em 2010 1.345,5 t/ano e 928,1 t/ano em 2016 - com eficiência de redução de aproximadamente 31%. O óleo diesel decresce desde o início da série. Em 2010 emite 1.131,8 t/ano e em 2016, 953,3 t/ano (Figura 17). Como esta abordagem não considera o setor elétrico, a inserção do gás natural não tem fundamento. Esse comportamento pode ser justificado pelo acréscimo de biodiesel, em percentuais crescentes, a partir de 2007, com

valores iniciais de mistura em 2% até atingir 7% nos últimos dois anos, mas também, tem forte probabilidade de ser resultado das contribuições da evolução tecnológica que tornou os motores mais eficientes em emissões de alguns gases, a fim de atender as exigências do PROCONVE.

O etanol hidratado tem comportamento antagônico à gasolina C, pois representa uma função crescente e quase linear. Em 2010 emite valores da ordem de 577,9 t/ano e 613,4 t/ano em 2016, elevando as emissões em 6% (Figura 17). Esse resultado é consequência do ingresso continuado e crescente de veículos *fuel flex* que reduziu o consumo de gasolina C e permitiu, obedecida a sazonalidade e política geral de preços, adesão ao consumo de etanol hidratado sempre que a razão entre o último e o primeiro fosse inferior a 0,7.

**Figura 17. Emissões de NMHC da frota de veículos da cidade de Manaus, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Avaliando as emissões de NMHC para cada categoria de veículos, observa-se uma tendência de redução em todas elas. Essa tendência, de modo geral, é similar aos resultados apontados no 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, cujo comportamento reflete a estabilização das emissões promovidas pela progressiva e restritiva adoção de limites mais rigorosos (BRASIL, 2011).

Observando o Ciclo Otto, os comerciais leves são a categoria mais representativa de redução de emissões, mas em função do crescimento inferior da frota se comparada com os automóveis e motocicletas. Iniciam a série emitindo 169,7 t/ano em 2010 e findam com 117,3 t/ano em 2016. Verifica-se, então, uma eficiência de redução da ordem de 31%, caracterizando um decréscimo médio anual de 4,43% (Tabela 4).

**Tabela 4. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NMHC da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016.**

Veículos Ciclo Otto – em t/ano							
Ano	Automóveis		Com. Leves		Motocicletas		Total
2010	1.235,80		169,7		515,9		1.921,40
2011	1.187,60		156,7		495,9		1.840,20
2012	1.141,30		147,1		474,9		1.763,30
2013	1.111,10		138,7		454,3		1.704,20
2014	1.112,80		130,8		446,5		1.690,10
2015	1.044,50		124		422,1		1.590,60
2016	1.028,40	0,832*	117,3	0,691*	395,8	0,767*	1.541,50

\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

As reduções das emissões dos veículos do Ciclo Diesel foram mais sutis. A mais representativa foi a categoria dos ônibus – ônibus urbanos e demais, incluído os ônibus do transporte público de passageiros, mas também outras modalidades de transporte, cujas emissões não foram partilhadas pela frota. As emissões em 2010 somam 396,8 t/ano e 315,6 t/ano em 2016. No tocante ao transporte público de passageiros, as reduções foram mais expressivas ainda, da ordem de 31%, o que simboliza uma redução média anual de 4,42% (Tabela 5).

**Tabela 5. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NMHC da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Diesel, no período de 2010 a 2016.**

Veículos do Ciclo Diesel – em t/ano									
Anos	Comerciais Leves		Demais Pesados		Transporte Público		Ônibus Total		Total
2010	87,1		648		52		396,8		1.131,80
2011	91,9		626,5		48,4		409,9		1.128,30
2012	92,1		631,3		52		403,5		1.126,90
2013	91,9		617,7		47		388,1		1.097,70
2014	92		598,1		41,7		368,7		1.058,80
2015	90,2		575,7		38,8		340,6		1.006,50
2016	85,9	0,986*	551,7	0,851*	35	0,673*	315,6	0,795*	953,3

\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

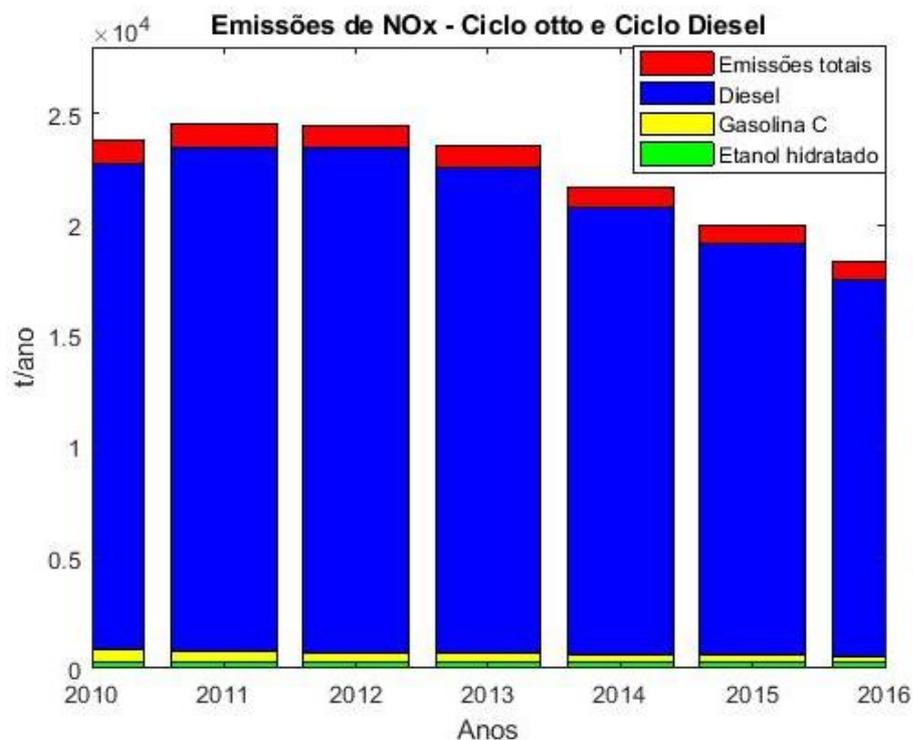
Contudo, este resultado pode ser reflexo da estagnação do quantitativo da frota observado nos últimos anos e não da eficiência esperada na adoção de políticas energéticas de baixo carbono na mobilidade urbana.

Na Figura 18 mostram-se as emissões de NO<sub>x</sub> desagregadas por tipo de combustível. As emissões de modo geral vêm diminuindo graças à implementação de fases mais avançadas do PROCONVE, que exigiram mais rigor e controle aos fabricantes.

As emissões totais iniciam com valores da ordem de 23.829,5 t/ano em 2010 e atingem em 2016, 18.346,1 t/ano. Isso representa uma eficiência de redução da ordem de 23%, comportamento esse observado na mesma ordem de grandeza para o diesel - 22.742,9 t/ano em 2010 e 17.550,4 t/ano em 2016 (Figura 18).

As emissões da gasolina C apresentam a margem de redução girando em torno de 34%, pois emitem em 2010, 823,9 t/ano e em 2016 apenas 547,8 t/ano. Verifica-se que as emissões etanol hidratado foram menos representativas entre todos os combustíveis analisados, cujos registros não ultrapassaram 6% de encolhimento (Figura 18).

**Figura 18. Emissões de NO<sub>x</sub> frota de veículos da cidade de Manaus, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Os veículos do Ciclo Otto reduziram as emissões para o período estudado, sendo os comerciais leves os mais representativos, com reduções da ordem de 53%, seguido pelos automóveis, com eficiência girando em torno de 34%. Contudo, diferentemente de todas as categorias analisadas, em qualquer dos ciclos, as motocicletas apresentaram comportamento diferente, pois elevaram as emissões em aproximadamente 50%, provavelmente porque a frota quase dobrou nos últimos sete anos (Tabela 6).

**Tabela 6. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NO<sub>x</sub> da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016**

Veículos Ciclo Otto – em t/ano							
Ano	Automóveis		Comerciais Leves		Motocicletas		Total
2010	854,6		117,4		114,6		1.086,60
2011	800,5		104,7		124,6		1.029,70
2012	746,7		94,6		134,2		975,4
2013	703,4		85,4		143,6		932,4
2014	661,8		78,4		156,7		897
2015	617,3		72,4		163,1		852,7
2016	562	0,658*	66,8	0,569*	166,8	1,456*	795,7

\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

Contudo, o diesel chegou a representar 95% de todas as emissões, em todos os anos da série. A categoria dos veículos pesados, inclusos todos os tipos de caminhões, é a grande responsável, correspondendo a quase 56% do volume. Se somar as emissões desta categoria com os ônibus percebem-se representações em torno de 90%, com pequenas variações para todos os anos (Tabela 7). Essa tendência também é observada no 1º Inventário Nacional de Emissões Veiculares por Veículos Automotores Rodoviários, inclusive nas projeções futuras daquele documento que englobam previsões até 2020 (BRASIL, 2011).

**Tabela 7. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de NO<sub>x</sub> da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Diesel, no período de 2010 a 2016**

Veículos do Ciclo Diesel – em t/ano									
Ano	Comerciais Leves		Demais Pesados		Transporte Público		Ônibus Total		Total
2010	1.714,40		13.265,60		1.016,90		7.762,90		22.742,90
2011	1.882,60		13.298,60		982,00		8.322,40		23.503,60
2012	1.897,70		13.371,80		1.062,70		8.238,40		23.507,90
2013	1.844,20		12.977,10		939,80		7.766,60		22.588,00
2014	1.796,20		11.756,70		816,30		7.223,90		20.776,90
2015	1.709,80		10.890,10		743,70		6.523,30		19.123,20
2016	1.580,40	0,922*	10.068,90	0,759*	655	0,644*	5.901,10	0,760*	17.550,40

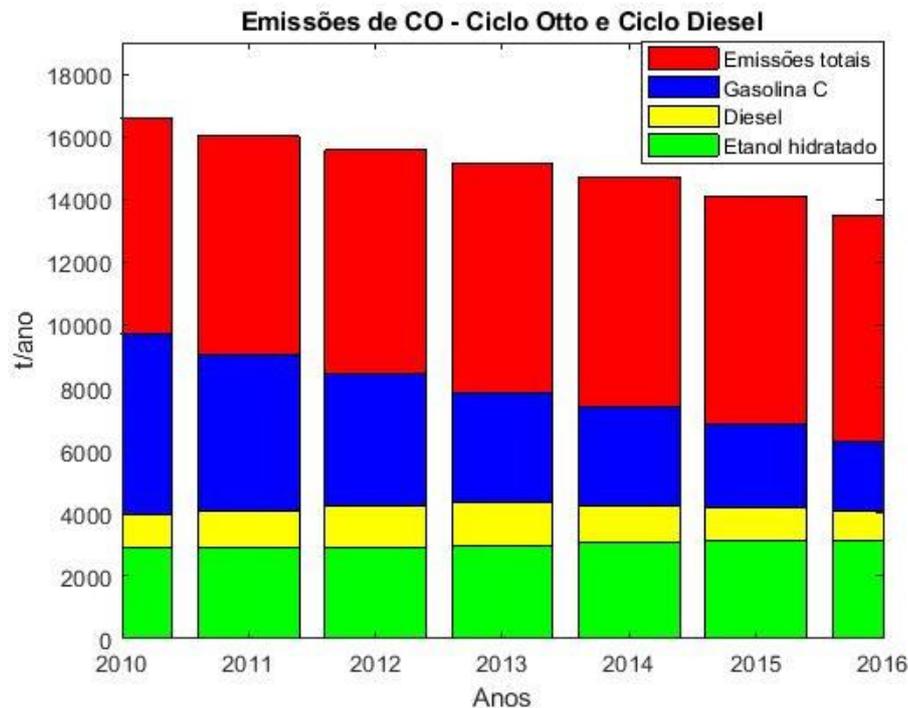
\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

As emissões de CO, por tipo de combustível, estão apresentadas na Figura 19. Observa-se que a gasolina C foi a grande responsável pela redução nas emissões. Em 2010, esse combustível emitiu 9.724,2 t/ano contra 6.266,5 t/ano em 2016, consolidando uma eficiência de aproximadamente 36%, o que caracteriza uma diminuição média anual de 5,08%.

O diesel também apresenta tendência redutora nas emissões, embora mais tímido que a gasolina C. Entretanto, nota-se que a série cresce até 2013, quando inicia a queda. O etanol hidratado cresce todos os anos, embora com pouca expressividade em face do aumento da frota de *fuel flex*. Em 2010 emite valores da ordem de 2.922,6 t/ano e em 2016, 3.156,8 t/ano (Figura 19). Todo este comportamento confirma a previsão contida no 1º Inventário Nacional de Emissões Veiculares por Veículos Automotores Rodoviários (BRASIL, 2011).

Este gás é um importante precursor de O<sub>3</sub> troposférico, sendo amplamente utilizado para indicar o sinal das atividades humanas seja pelo resultado do processo de combustão incompleta ocorrido na queima de combustíveis fósseis ou por queimadas de biomassas de florestas tropicais (LOGAN, 1985; KIRCHHOFF, 1996).

**Figura 19. Emissões de CO pela frota de veículos da cidade de Manaus, por tipo de combustível, no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Analisando as emissões dos veículos do Ciclo Otto percebe-se que todas as categorias reduziram suas emissões em patamares similares como consequência da entrada em vigor de fases mais exigentes do PROCONVE e PROMAT. Pode-se afirmar que a evolução tecnológica, amparada por exigências legais, contribuiu fortemente para a redução. De modo geral, a eficiência girou em torno de 1/4, sobretudo na frota de automóveis e motocicletas, cujo crescimento foi mais significativo no período (Tabela 8).

**Tabela 8. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CO da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, no período de 2010 a 2016**

Veículos Ciclo Otto – em t/ano							
Ano	Automóveis		Comerciais Leves		Motocicletas		Total
2010	7.379,70		1.006,90		4.260,20		12.646,80
2011	6.996,20		914,6		4.018,10		11.928,80
2012	6.645,80		846,4		3.842,50		11.334,80
2013	6.410,00		789,3		3.634,30		10.833,60
2014	6.199,90		737,9		3.530,10		10.468,00
2015	5.957,00		695,6		3.296,60		9.949,20
2016	5.712,60	0,774*	655,6	0,651*	3.055,20	0,717*	9.423,40

\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

Entretanto, as emissões dos veículos do Ciclo Diesel cresceram ou mantiveram-se praticamente estáveis no tempo, para todas as categorias.

Os comerciais leves e demais pesados - caminhões leves, médios e pesados – registraram um leve aumento, enquanto os ônibus, sobretudo, os urbanos do transporte público de passageiros, foram mais eficientes na redução. Isso pode significar melhoria na qualidade ambiental, em face do volume de pessoas transportadas neste modal ou resultado da estagnação da frota, sem evolução do serviço ou baixa qualidade da contraprestação, cujas condições de transportes de massas podem ter sido comprometidas.

Em números absolutos as emissões deste ciclo foram muito inferiores ao Ciclo Otto. Em 2010 representaram 31% e em 2016, 45% das emissões do Ciclo Otto (Tabela 9).

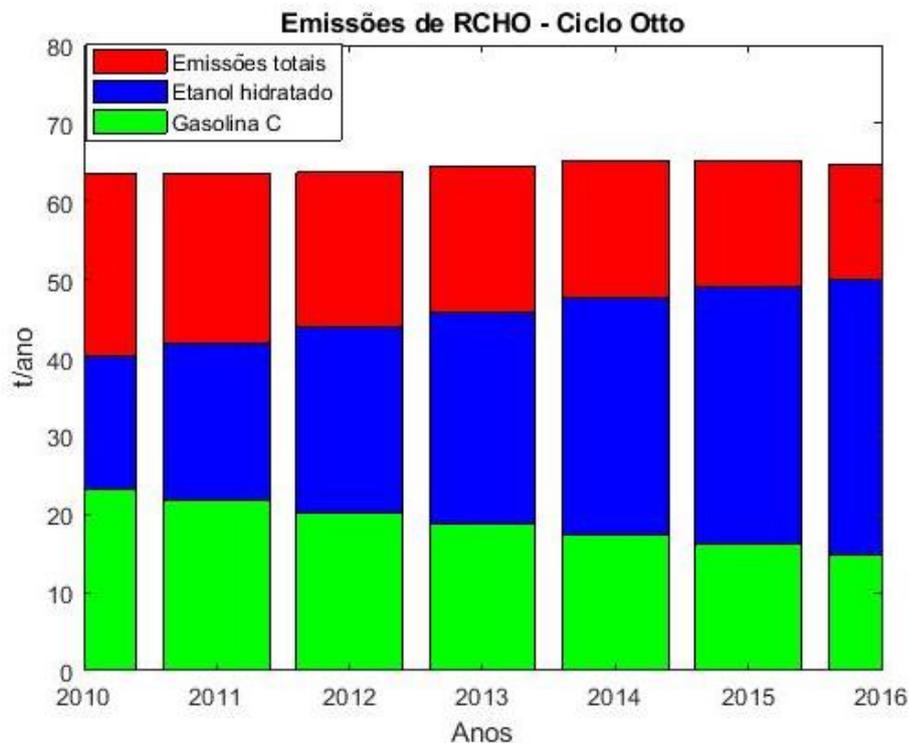
**Tabela 9. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de CO da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Diesel, no período de 2010 a 2016**

Veículos do Ciclo Diesel – em t/ano									
Ano	Comerciais Leves		Demais Pesados		Transporte Público		Ônibus Total		Total
2010	300,2		2.273,90		179,7		1.371,50		3.945,60
2011	329,8		2.287,70		173,1		1.467,40		4.084,80
2012	343,5		2.393,70		192,8		1.494,90		4.232,10
2013	355,6		2.483,10		179,9		1.486,80		4.325,50
2014	368,6		2.425,70		164,8		1.458,40		4.252,70
2015	373,1		2.401,30		158,3		1.388,30		4.162,70
2016	366,1	1,220*	2.365,50	1,040*	146,9	0,817*	1.323,10	0,965*	4.054,70

\* Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

As emissões de RCHO – aldeídos – partilhadas por combustíveis estão descritas na Figura 20. Para todos os anos e todos os combustíveis a série cresce. Os aldeídos são compostos resultantes da queima de álcoois, que são constituídos por radicais de hidrocarbonetos ligados a um ou mais hidroxilas (OH), combinação de oxigênio e hidrogênio, altamente reativos e instáveis, presentes na atmosfera e importante precursor de O<sub>3</sub> troposférico (LOGAN, 1985).

**Figura 20. Emissões de RCHO pela frota de veículos que tem álcoois na composição de suas matrizes da cidade de Manaus no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Esse radical une-se a um carbono, numa ligação simples. Mas costuma ser representado por ROH, no caso aqui RCHO, pois faz parte de seu grupo funcional. Esses grupos funcionais possuem estrutura química semelhante e como consequência, comportamento similar.

As emissões totais têm elevação sutil. Registram em 2010, 63,6 t/ano e em 2016, 64,8 t/ano, verificando aumento de apenas 2%. Entretanto, internamente observa que as emissões de gasolina C vêm decrescendo, enquanto as de etanol disparam, equilibrando as emissões.

A gasolina C em 2010 emite 23,3 t/ano e em 2016, 16,1 t/ano contabilizando uma redução de aproximadamente 30%. O etanol hidratado inicia a série com valores da ordem de 40,3 t/ano em 2010 e finda 2016 com 50 t/ano, elevando as emissões em 25% e compensando, em números absolutos, as emissões da gasolina C. Enquanto em 2010 o etanol hidratado representava 2/3 das emissões da gasolina C, em 2016 já respondia por aproximadamente 78%. Esse comportamento pode ser justificado pela elevação da frota *fuel flex* em detrimento de veículos dedicados a um único combustível e a adoção do etanol com matriz substituta.

Ao avaliar as emissões por categoria de veículos (Tabela 10) nota-se que os automóveis, são de longe, os grandes vilões das emissões de RCHO. Os automóveis emitem em 2010 56,1 t/ano e em 2016 58,4 t/ano, elevando a participação em 5% enquanto os comerciais leves são responsáveis por apenas 7,6 t/ano em 2010 e 6,4 em 2010, registrando retração de 15%. Não foram computadas as emissões das motocicletas porque não possuem, ainda, tecnologia *fuel flex* que permitiram realizar comparativos entre combustíveis com a presença de álcoois na sua composição.

**Tabela 10. Quadro comparativo geral das estimativas de emissões de RCHO da cidade de Manaus para categorias de veículos do Ciclo Otto, exceto motocicletas, no período de 2010 a 2016, em t/ano.**

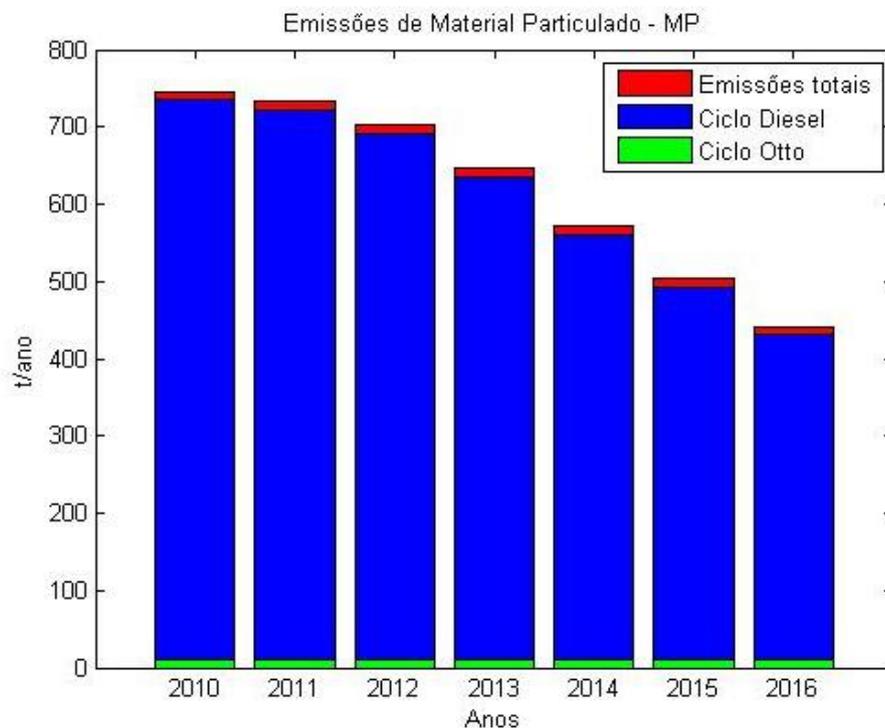
Ano	Automóveis	Comerciais Leves	Total		
2010	56,1	7,6	63,6		
2011	56,3	7,3	63,6		
2012	56,6	7,1	63,7		
2013	57,6	7	64,5		
2014	58,4	6,8	65,2		
2015	58,6	6,6	65,3		
2016	58,4	1,041*	6,4	0,850*	64,8

\*Razão entre as emissões finais (2016) e as iniciais (2010)

As estimativas de material particulado – MP, categorizada por veículos do Ciclo Otto movidos a gasolina C e Ciclo Diesel, estão descritas na Figura 18. Não foram inventariadas as emissões de MP oriundas do etanol hidratado. Para efeitos de contabilização foram consideradas apenas partículas com diâmetro equivalente igual ou inferior a 2,5 µm (MP<sub>2.5</sub>), pois representam grande parte das emissões veiculares (Brasil, 2011). Esses poluentes, embora não sejam regulamentados pelo PROCONVE ou PROMOT são determinantes da qualidade de vida da população, chegando a desencadear uma variedade de doenças dos sistemas respiratório e cardiovascular, o que pode onerar o sistema de saúde e reduzir a qualidade de vida da população (MIRANDA, *et al*, 2014).

Os veículos do Ciclo Diesel são, de longe, os grandes responsáveis pelas volumosas emissões de MP. Embora seu comportamento seja de redução – em 2010 foram emitidos 734,6 t/ano e 430,8 t/ano em 2016 – seus valores absolutos são altos e expressivos quando comparados à gasolina C (Figura 21). Essa eficiência de redução deve ser resultado indireto da implantação da Fase P7 do PROCONVE, com estabelecimento de limites mais rígidos.

**Figura 21. Emissões de MP pela frota de veículos do Ciclo Otto movidos a gasolina C e Ciclo Diesel da cidade de Manaus no período de 2010 a 2016. Abordagem *bottom-up* com adequações.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

Quando avaliadas internamente as emissões por categoria de veículos, percebe-se que os veículos de cargas ou de passageiros são os que causam maior impacto. Os caminhões

pesados, médios e leves, embora registrem redução de 42% entre 2016 e 2010 e os ônibus de 41% para o mesmo período, ainda emitem em termos analíticos, somas consideradas expressivas. Entretanto, na partilha que compete ao transporte público de passageiros por ônibus, o registro de redução foi superior a todas as categorias do Ciclo Diesel, com eficiência de redução de 52% contra 41% do total de ônibus (Tabela 11).

**Tabela 11. Quadro comparativo das estimativas de emissões de MP, para veículos do Ciclo Diesel da cidade de Manaus, no período de 2010 a 2016.**

Veículos do Ciclo Diesel – em t/ano					
Ano	Comerciais Leves	Demais Pesados	Ônibus TP	Total Ônibus	Total
2010	55,6	417,7	34,2	261,3	734,6
2011	57,8	398,8	31,3	265,6	722,1
2012	55,5	384,2	32,4	251,4	691,1
2013	51,5	357,8	27,4	226,8	636,1
2014	47,9	310,5	22,8	201,6	560,0
2015	43,3	275,1	19,8	173,7	492,1
2016	38,1	243,0	16,6	149,7	430,8

Um comportamento quase estável é observado nos veículos do Ciclo Otto movidos à gasolina C, cuja eficiência de redução girou em torno de 7% entre 2016 e 2010, em todas as categorias (Tabela 12).

**Tabela 12. Quadro comparativo das estimativas de emissões de MP, para veículos movidos a gasolina C do Ciclo Otto da cidade de Manaus, no período de 2010 a 2016.**

Veículos Ciclo Otto – em t/ano				
Ano	Automóveis	Comerciais Leves	Motocicletas	Total
2010	3,4	0,5	7,5	11,3
2011	3,4	0,5	7,4	11,3
2012	3,4	0,5	7,3	11,2
2013	3,4	0,5	7,2	11,1
2014	3,3	0,5	7,3	11,2
2015	3,3	0,5	7,2	10,9
2016	3,2	0,5	7,0	10,6

De modo geral, a tendência de redução deverá continuar sendo registrada nos próximos anos, conforme previsto no 1º Inventário Nacional de Emissões Veiculares por Veículos Automotores Rodoviários, cuja previsão já pode ser confirmada parcialmente, vez que o referido documento estimou emissões até 2009 e projetou valores entre 2010 e 2020, onde o comportamento sugerido pode ser comprovado neste inventário local.

De maneira similar, o MP emitido por veículos automotores da mobilidade urbana está em consonância com o comportamento das emissões de NO<sub>x</sub>.

## 2.4 CONCLUSÕES

Foram inventariadas as emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos oriundas da mobilidade urbana na cidade de Manaus fazendo uso de abordagens recomendadas pelo IPCC com adequações sugeridas pelo governo federal juntamente com a adoção de ajustes experimentados em outros grandes centros brasileiros.

As emissões de GEE e poluentes atmosféricos diminuiu nos últimos anos graças aos avanços tecnológicos, cujos limites de emissão foram regulamentados através da implementação das últimas fases do PROCONVE e PROMAT, ainda que a frota de veículos tenha crescido em ritmo vertiginoso. Entretanto, a mistura de biocombustíveis à gasolina, enquanto política de reformulação de combustíveis das chamadas “gasolinas mais limpas” funcionou para reduzir essas emissões, fato esse que pode ser comprovado nas estimativas do ciclo otto. De toda forma, acredita-se que a adoção de biocombustíveis na frota do transporte público, assim como o uso intensivo do transporte ferroviário urbano, para deslocamento de massas, pode funcionar como grande redutor das emissões urbanas.

Portanto, este inventário pode servir como indicador de oportunidades para se mitigarem as mudanças climáticas ou efeitos locais, de modo a fundamentar o desenvolvimento de uma Política Municipal de Meio Ambiente, detentora de mecanismos e instrumentos eficientes para a sua execução, até porque as emissões do subsetor de transportes tem elevada participação nas contribuições do setor de energia em todos os outros inventários já elaborados por cidades brasileiras, fato que este que não deve ser diferente em Manaus.

Como sugestão para mitigar essas emissões propõe-se aumentar a eficiência do sistema de transporte público, com fundamento nas dimensões da sustentabilidade, de tal maneira a desencorajar o uso dos automóveis particulares. Entretanto, a construção de ciclo faixas em consonância com políticas de arborização, funciona também como ações de atenuação destes impactos e promotoras de qualidade de vida a população.

Implantar Sistemas de Transporte Rápido por Ônibus – BRT (*Bus Rapid Transit*) ou tão somente corredores segregados, assim como promover a migração da frota do transporte público para veículos movidos a matrizes energéticas de baixo carbono, além de reduzir as emissões *per capita* de GEE e/ou poluentes atmosféricos, pode resultar também, em ação

inscrita em atividades do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, cujo registro, se acatado, poderá render recursos financeiros que poderão fomentar um fundo para a melhoria do sistema. Isso sem mencionar a experiência única de uma cidade amazônica, inserida na maior floresta tropical do planeta, cujo apelo remonta à conservação e preservação ambiental.

## 2.5 BIBLIOGRAFIA CITADA

AYOADE, J. O. Introdução à Climatologia para os Trópicos. 8ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2002.

BARROS, V. A Mudança do Clima na Bacia do Prata. Porto Alegre. 2003.

BELO HORIZONTE, Prefeitura Municipal. Inventário Municipal de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Relatório Final. 2009. Disponível em: [http://www.pbh.gov.br/smpl/PUB\\_P015/Relat%C3%B3rio+Final+Gases+Estufa](http://www.pbh.gov.br/smpl/PUB_P015/Relat%C3%B3rio+Final+Gases+Estufa). Acesso em 12 mar 2017.

BELO HORIZONTE, Plano de Mobilidade Urbana. Disponível em: [www.pbh.gov.br/smpl/](http://www.pbh.gov.br/smpl/). Acesso em 17 mar 2017. 2009.

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT. Relatório de Referência. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: emissões de gases de efeito estufa por fontes móveis, no setor energético. 2006.

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT. Relatório de Referência. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: emissões de dióxido de carbono por queima de combustíveis: abordagem Top-down. 2010.

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT. Relatório de Referência. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: emissões de dióxido de carbono por queima de combustíveis: abordagem Bottom-up. 2010.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia - MME. Balanço Energético Nacional - BEN. 2010.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente - MMA. Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. 2011.

BRASIL, Ministério das Cidades e Ministério dos Transportes. Plano Setorial de Transporte e Mobilidade Urbana para Mitigação da Mudança do Clima - PSTM. 2013.

BRASIL, 2016. Nota técnica desenvolvimento sustentável e energia. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/agroenergia/orientacoes-tecnicas>. Acessado em 06 jan 2017.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Programa Estadual de Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo. 2009. Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br/proclima](http://www.cetesb.sp.gov.br/proclima). Acesso em 14 mar 2017.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório sobre gases de efeito estufa. 2001. Disponível em: [http://www.sinaldetransito.com.br/artigos/gases\\_efeito\\_estufa.pdf](http://www.sinaldetransito.com.br/artigos/gases_efeito_estufa.pdf). Acesso em 06 jan 2017.

- CORRÊA, L. de M. Guia de Manaus: roteiro histórico e sentimental da cidade do Rio Negro. Rio de Janeiro. 1969.
- CURITIBA, Prefeitura Municipal. Inventário e Balanço de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Município de Curitiba. Relatório Síntese. 2013. Disponível em: <http://multimedia.curitiba.pr.gov.br/2012/00118446>. Acesso em: 12 mar 2017.
- DENATRAN, Departamento Nacional de Trânsito. Evolução da Frota de Motocicletas. 2016. Disponível em: [www.denatran.gov.br](http://www.denatran.gov.br). Acesso em 14 fev 2017.
- DETRAN-AM, Departamento Estadual de Trânsito – Secção Amazonas. Dados da evolução da frota de veículos automotores de Manaus. Comunicação pessoal. 2016.
- FISH, G. Climatic Aspects of the Amazonian Tropical Forest. ACTA AMAZONIA. 2006.
- FORTALEZA, Prefeitura Municipal. Inventário de Emissões de GEE do Município de Fortaleza. 2012. Disponível em: [http://www.fortaleza.ce.gov.br/sites/default/files/inventario\\_da\\_emissao\\_dos\\_gases\\_do\\_efeito\\_estufa](http://www.fortaleza.ce.gov.br/sites/default/files/inventario_da_emissao_dos_gases_do_efeito_estufa). Acesso em 17 mar de 2017.
- GUENTHER, A.; BAUGH, B.; BRASSEUR, G.; GREENBERG, J.; HARLEY, P.; KLINGER, L.; SERCA, D.; VIERLING, L. Isoprene emission estimates and uncertainties for the Central African EXPRESSO study domain. *Journal of Geophysical Research*, 104, 306220–30639. 1999.
- GUENTHER, A.; HEWITT, C. N.; ERICKSON, D.; FALL, R.; GERON, C.; GRAEDEL, T.; HARLEY, P.; KLINGER, L.; LERDAU, M.; MCKAY, W. A.; PIERCE, T.; SCHOLLES, B.; STEINBRECHER, R.; TALLAMRAJU, R.; TAYLOR, J.; ZIMMERMAN, P. A global model of natural volatile organic compounds emissions. *Journal of Geophysical Research*, 100, 8873–8892. 1995.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. 2016. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acessado em 14/02/2017.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponibilização do conjunto de mapas das “Áreas Urbanizadas do Brasil - 2005”. 2005.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Fourth ASSESSMENT Report Working Group III – Mitigation of Climate Change – Bancoc. 2007.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories – Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2006a.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – The reference Manual – Volume 2 – Energy – IGES – Kanagawa. 2006b.
- KIRCHHOFF, V. W. J. H. Increasing concentrations of CO and O<sub>3</sub> rising deforestation rates and increasing tropospheric carbon monoxide and ozone in Amazonia. *Environmental Science and Pollution Research*.3: 210-212. 1996.
- KIRCHHOFF, V. W. J. H.; MARINHO, E. V. A. Surface Carbon Monoxide Measurements in Amazonia. *Journal Geophysical Research*. 95: 16.933-16.943. 1990.
- KIRCHHOFF, Volker W. J. H. Surface Ozone Measurements in Amazonia. *Journal Geophysical Research*. 93: 1469-1476. 1988.

- LOGAN, J. A.; PRATHER, M. J.; WOFSEY, S. C.; MCELROY, M. B. Tropospheric Chemistry: A Global Perspective. *Journal Geophysical Research*. 86: 7.210-7.254. 1981.
- LOGAN, Jennifer A. Tropospheric Ozone: Seasonal Behavior, Trends, and Anthropogenic Influence. *Journal Geophysical Research*. 90: 10.463- 10.482. 1985.
- MARENGO, J. Ciclo Hidrológico da Bacia Amazônica: Uma Revisão Histórica e o Estado Atual. *Climatic Change*. 2006
- MIHELNIK, J.R. et al. Sustainability Science and Engineering: The Emergence of a New. 2003
- MIRANDA, A., VALENTE, J., COSTA, A., LOPES, M., & BORREGO, C. Air Pollution and Health Effects. In: G. Cao & R. Orrù. (EDS.), *Current Environmental Issues and Challenges*. Dordrecht. Springer Netherlands. 1-13. Doi:10.1007/978-94-017-8777-2\_1. 2014.
- MOTA, D. Á; TAVARES, P. H. G; PIRES, H. F.; PEREIRA, S. A. Transporte Rodoviário e Poluição Ambiental. *Revista Eletrônica FACP*, ano II, nº 03, junho de 2013.
- RECIFE (2015). Prefeitura Municipal. 1º Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa para a Cidade do Recife. Disponível em: [http://carbonn.org/uploads/tx\\_carbonndata/anexo%201%20Invent%C3%A1rioRecife\\_DS\\_20mar14\\_Luiz](http://carbonn.org/uploads/tx_carbonndata/anexo%201%20Invent%C3%A1rioRecife_DS_20mar14_Luiz). Acesso em 17 mar 2017
- RIO DE JANEIRO, Prefeitura Municipal. Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa da Cidade do Rio de Janeiro. 2005. Disponível em: < [http://www.centroclima.coppe.ufrj.br/new2/ccpdf/inventario\\_rj.1.pdf](http://www.centroclima.coppe.ufrj.br/new2/ccpdf/inventario_rj.1.pdf) >. Acesso em 19 mar 2017.
- SALVADOR, Prefeitura Municipal. Inventário de Emissões dos Gases do Efeito Estufa de Salvador. 2013. Disponível em: <http://www.sustentabilidade.salvador.ba.gov.br/wp-content/uploads/2016/06/inventario-de-emissoes-de-gases-final-compressed.pdf?download=1>. Acesso em 18 mar 2017.
- SÃO PAULO (2009). Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Município de São Paulo. Disponível em: [http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/sinteseinventario\\_1250796710](http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/sinteseinventario_1250796710). Acesso em 15 mar 2017.
- SEINFELD, Jonh H.; PANDIS, Spyros N. *Air Pollution to Climate Change*, 2nd Edition. Atmospheric Chemistry and Physics. ISBN: 978-0-471-72018-8, 1232 pages. 2006.
- SMTU, Superintendência Municipal de Transportes Urbanos. Dados do sistema de transporte público por ônibus de Manaus. Comunicação pessoal. 2016.
- SUFRAMA, Superintendência da Zona Franca de Manaus. Divisão bairros de Manaus. 2018. Disponível em: [http://www.suframa.gov.br/zfm\\_turismo\\_manauis.cfm](http://www.suframa.gov.br/zfm_turismo_manauis.cfm). Acesso em 02 fev 2018.
- VAREJÃO-SILVA. *Meteorologia e Climatologia*. Recife – PE: 2006.
- VIANELLO, R. L. *Meteorologia Básica e Aplicações*. Viçosa: UFV. 2000.
- VIANNA, J. N. S.; DUARTE, L. M. G.; WEHRMANN, M. E. S. F. O papel do etanol na mitigação das emissões de poluentes no meio urbano. II Jornada Luso-Brasileira de Ensino e Tecnologia em Engenharia – JBLE. 2009.

### **3 IMPACTO DAS EMISSÕES ANTRÓPICAS DA MOBILIDADE URBANA NA QUALIDADE DO AR DA CIDADE DE MANAUS**

---

### **3 IMPACTO DAS EMISSÕES ANTRÓPICAS DA MOBILIDADE URBANA NA QUALIDADE DO AR DA CIDADE DE MANAUS**

A poluição do ar é um fenômeno antigo ligado, sobretudo, às atividades antrópicas (MOSLEY, 2001; MOREIRA, 2004). Entretanto, após o início da revolução industrial, o incremento de poluentes atmosféricos tem sido mais relevante, em face do modelo de produção que fomenta o consumo.

Embora a poluição atmosférica não seja somente resultado da ação antropogênica, a contribuição das atividades humanas foi primordial para acelerá-la. O conceito de poluição atmosférica está relacionado à inserção direta ou indiretamente de materiais na atmosfera, que modifica o seu estado e cujas consequências são negativas ao ser humano, mas também a todo o composto de ordem orgânica ou inorgânica, aos ecossistemas e ao uso e apropriação do meio (BRETSCHNEIDER & KURFÜRST, 1987).

A poluição atmosférica representa um risco à saúde da população, e tem sido relacionada com doenças respiratórias e cardiovasculares e com o câncer (POPE & DOCKERY, 2006; VALENTE *et al.*, 2008). Particularmente, os poluentes relacionados ao trânsito nas áreas urbanas têm sido associados a um aumento geral da mortalidade (HOEK *et al.*, 2002), risco de câncer de pulmão (BEELEN *et al.*, 2008) e piora de saúde respiratória em particular nos grupos mais vulneráveis como crianças e idosos (BRAUER *et al.*, 2002; MARTINS *et al.*, 2012).

A União Europeia adotou este conceito, mas o ampliou durante a Convenção da Comissão Econômica Europeia sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça de Longo Alcance (UNECE, 2004). A comissão admitiu que não somente a emissão de materiais pode ser considerada poluição atmosférica, mas também, a inserção de energia, visto que no processo termodinâmico uma parte da energia inserida no sistema não produz trabalho, sendo descartada no ambiente, caracterizando entropia. No caso brasileiro, a Resolução Conama n° 3 de 28/06/1990 define poluente atmosférico como sendo:

[...] Qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade” (Resolução Conama n° 3 de 28/06/1990).

Entretanto, o mesmo amparo legal atribui aos estados o monitoramento da qualidade do ar. Estes entes federados deverão elaborar o seu Plano de Emergência de Episódios Críticos de Poluição do Ar, cujo instrumento deverá ser capaz de integrar ações entre as esferas estadual e municipal em consonância com a sociedade e a iniciativa privada objetivando evitar risco à saúde da população.

Da mesma forma, classifica os poluentes como primários ou secundários. Os primários são de emissão direta, enquanto que os secundários são consequência de reações químicas e/ou fotoquímicas, como o ozônio troposférico que tem precursores em hidrocarbonetos antrópicos ou biogênicos, mas também nos compostos nitrogenados ( $\text{NO}_x$ ) e monóxido de carbono (CO) cujo processo de formação e extinção está associado, ainda, à presença de radiação ultravioleta e umidade (LOGAN, 1985; BRASIL, 2006).

Determinar a qualidade do ar de uma região requer o monitoramento de um grupo de poluentes, seja pela sua ocorrência, seja por seus efeitos adversos. Contudo, instrumentos de auxílio são fundamentais, como estação de coleta de dados e modelos que predigam com o menor desvio possível, a fim de que seus resultados sejam mais próximos e fieis à realidade. A legislação Europeia prevê três instrumentos fundamentais para a gestão da qualidade do ar: o inventário de emissões, o monitoramento da qualidade do ar e os recursos à modelagem para estimar a qualidade do ar nas zonas não monitoradas (RIBEIRO *et al.*, 2014)

Os principais poluentes atmosféricos avaliados neste trabalho são o monóxido de carbono (CO), os hidrocarbonetos não-metano (NMHC), aldeídos (RHCO), óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), monóxido de carbono (CO) e material particulado (MP). O CO, embora não aja diretamente no processo de ozônio troposférico ( $\text{O}_3$ ) é excelente indicador das atividades humanas, em particular do tráfego rodoviário. A principal consequência das emissões destes poluentes é a produção de ozônio troposférico ( $\text{O}_3$ ), considerado um poluente secundário, porque não é emitido diretamente para a atmosfera.

### **3.1 LIMITES DE EMISSÃO**

Os limites de emissão são padrões estabelecidos legalmente que quantificam o nível máximo de emissão de um determinado poluente de uma fonte determinada. Esses limites têm classificação subjetiva quando se baseiam na aparência visual ou olfativa e, objetiva, quando estão baseados em medições físicas ou químicas, ou seja, na quantificação dessas emissões.

Geralmente são fixados em termos absolutos, quando apresentados em medida de massa do poluente por unidade de tempo, ou em termos relativos, quando dispostos por massa do poluente por unidade de combustível oxidada ou ainda por denominadores que considerem o material processado, a produção e/ou a escala, o calor desprendido etc. Em se tratando de poluentes gasosos, os limites postos são em termos volumétricos e não gravimétricos.

No Brasil, o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar - PRONAR, criado pela Resolução CONAMA nº 05, de 15 de junho de 1989, com o objetivo de

[...] permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas à melhora da qualidade do ar, atendimento dos padrões estabelecidos e o não comprometimento da qualidade do ar nas áreas consideradas não degradadas (Resolução CONAMA nº 05, de 15 de junho de 1989).

Definiu estrategicamente os limites nacionais de emissão, considerando tipologias, atribuindo aos padrões de qualidade do ar a condição de dispositivo de alerta (BRASIL, 2017).

Com este programa foram criadas metas de curto, médio e longo prazo, mas sem definir limites de tempo. O primeiro desdobramento adveio com a Resolução CONAMA 03/90, que apresentou os limites e critérios de qualidade do ar.

No âmbito do PRONAR, foram criados outros programas, como o PROCONVE e PROMAT. Ambos estabeleceram metas de emissão das fontes móveis, para o ciclo otto e diesel, em etapas a serem cumpridas pelos fabricantes.

## **3.2 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR NO BRASIL**

Os padrões de qualidade do ar são níveis de referência das concentrações de poluentes que são estabelecidos para a ocorrência de poluentes que alteram o estado da atmosfera. O estabelecimento destes níveis de concentração está relacionado às estratégias de avaliação definidas para medirem o grau de exposição a que os receptores poderão estar submetidos (CETESB, 2009).

Os níveis de referência são fundamentos que relacionam as concentrações de poluentes atmosféricos, enquanto padrões, e os efeitos adversos sobre o meio, como um todo. E a qualidade ambiental é processo resultante das interações entre os elementos do sistema ambiental que produz um estado, numa área ou região, a partir do monitoramento de certos componentes, mas também se desdobram em atributos relacionados ao conforto e ao bem-estar (VEROCAI, 2007).

Os padrões de qualidade são estabelecidos por instrumento legal, onde são definidas as suas concentrações máximas permitidas ou recomendadas para certos poluentes, num determinado intervalo de tempo, para que os efeitos adversos à saúde da população ou nos ecossistemas sejam minimamente atenuados ou prevenidos, de modo a garantir bem-estar social e proteção do ambiente.

No Brasil, os padrões de qualidade do ar foram estabelecidos pelo CONAMA, cujo é o órgão normativo e deliberativo do Ministério do Meio Ambiente que executa a Política Nacional de Meio Ambiente - PNMA, regida pela Lei nº 6.938/1981. Na Resolução CONAMA 03/90, em seu artigo 1º estabelece os conceitos

[...] são padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral, caput do artigo 1º da Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 2012).

A Resolução CONAMA 03/90 determina a classificação do território brasileiro em classes e especificidades, de acordo com o uso pretendido, trata-se da elaboração de zoneamento.

Este instrumento da PNMA legisla sobre a definição de parâmetros de partículas totais em suspensão, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, partículas inaláveis, ozônio e dióxido de nitrogênio (Tabela 13).

**Tabela 13. Padrões de Qualidade do Ar, de acordo com a Resolução CONAMA 03/90.**

Poluente	Tempo de Amostragem	Padrão Primário (µg/m <sup>3</sup> )	Padrão Secundário (µg/m <sup>3</sup> )
<b>Partículas Totais em Suspensão - PTS</b>	24 horas	240(1)	150(1)
	MGA	80	60
<b>Monóxido de Carbono (CO)</b>	1 hora	40000(1)	40000
	8 horas	10000(1)	10000
<b>Ozônio (O<sub>3</sub>)</b>	1 hora	160	160
<b>Fumaça</b>	MAA	60	40
<b>Partículas Inaláveis (PM<sub>10</sub>)</b>	24 horas	150(1)	150
	MAA	50	50
<b>Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>)</b>	1 hora	320	190
	MAA	100	100

Legenda: MAA – Média Aritmética Anual; MGA – Média Geométrica Anual; (x) número de violações aceitas por ano.

Fonte: Adaptado de Santana *et. al*, 2012.

Os padrões primários, se ultrapassados, põe em risco a saúde da população. Os secundários referem-se às concentrações de poluentes que abaixo de suas linhas de corte representam o menor impacto possível ao bem-estar social, assim como à fauna, a flora e ao ambiente de modo geral. Os padrões secundários buscaram criar uma política preventiva. Devem, preferencialmente, ser aplicados a áreas de preservação ambiental. Entretanto, se ainda não estiver estabelecida esta classificação, a mesma Resolução prevê a adoção dos padrões primários de referência.

Os critérios estabelecidos para episódios agudos de poluição do ar, também são apresentados na Resolução CONAMA 03/90 (Tabela 14).

**Tabela 14. Critérios para episódios agudos de poluição do ar, de acordo com a Resolução CONAMA 03/90.**

Parâmetros	Níveis				
	Unidade	Período Amostral	Atenção	Alerta	Emergência
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	µg/m <sup>3</sup>	24 horas	375	625	875
Dióxido de Enxofre (SO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	24 horas	800	1.600	2.100
SO <sub>2</sub> x PTS	µg/m <sup>3</sup> , µg/m <sup>3</sup>	24 horas	65.000	261.000	393.000
Monóxido de Carbono (CO)	ppm	8 horas	15	30	40
Ozônio (O <sub>3</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	1 hora	400	800	1.000
Partículas Inaláveis (PM <sub>10</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	24 horas	250	420	500
Fumaça (FU)	µg/m <sup>3</sup>	24 horas	250	420	500
Dióxido de Nitrogênio (NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	1 hora	1.130	2.260	3.000

Fonte: FEEMA, 2003.

A Classe I é composta por usos compatíveis com áreas de preservação, lazer e turismo e os padrões de qualidade do ar devem ser mantidos o mais próximo possível do natural, desconsiderando intervenções antrópicas. A Classe II é caracterizada por usos em que o nível de deterioração seja limitado pelo padrão secundário, enquanto a Classe III, pelo padrão primário.

Em 2005, a Organização Mundial de Saúde – OMS publicou um documento estabelecendo novos padrões de emissão de poluentes atmosféricos com valores adotados a partir da evolução do conhecimento científico da época, com o objetivo de proteger a população (AQG – *air quality guidelines*). Assim a Companhia Estadual do Estado de São

Paulo – CETESB iniciou a partir de 2008 a revisão de seus padrões de referência, tomando como base o documento emanado da OMS e as especificidades locais.

O resultado deste processo foi a publicação de metas gradativas limitantes de emissão. Hoje, vigem os maiores padrões estabelecidos como metas iniciais (MI1), pertencentes ao primeiro estrato de corte. (Tabela 15).

**Tabela 15. Padrões de qualidade do ar do estado de São Paulo, 2013.**

<b>Padrões Estaduais de Qualidade do Ar (Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013)</b>					
<b>Poluente</b>	<b>Tempo de Amostragem</b>	<b>MI1 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>MI2 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>MI3 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>PF (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>
<b>Partículas inaláveis (MP<sub>10</sub>)</b>	24 horas	120***	100	75	50
	MAA <sub>1</sub>	40***	35	30	20
<b>Partículas inaláveis finas (MP<sub>2,5</sub>)</b>	24 horas	60***	50	37	25
	MAA <sub>1</sub>	20***	17	15	10
<b>Dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>)</b>	24 horas	60***	40	30	20
	MAA <sub>1</sub>	40***	30	20	–
<b>Dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>)</b>	1 hora	260***	240	220	200
	MAA <sub>1</sub>	60***	50	45	40
<b>Ozônio (O<sub>3</sub>)</b>	8 horas	140***	130	120	100
<b>Monóxido de carbono (CO)</b>	8 horas	–	–	–	9 ppm***
<b>Fumaça* (FMC)</b>	24 horas	120***	100	75	50
	MAA <sub>1</sub>	40***	35	30	20
<b>Partículas totais em suspensão* (PTS)</b>	24 horas	–	–	–	240
	MGA <sub>2</sub>	–	–	–	80
<b>Chumbo** (Pb)</b>	MAA <sub>1</sub>	–	–	–	0,5

1-Média aritmética anual; 2-Média geométrica anual; MI1 – Valores de concentração de poluentes atmosféricos que devem ser respeitados a partir de 24/04/2013; MI2 e MI3 – Valores de concentração de poluentes atmosféricos que entrarão em vigor subsequentemente ao final do prazo de validade da MI1 e MI2 respectivamente, tão logo seja determinado pelo CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente do Estado de São Paulo; PF – Padrões finais determinados pelo melhor conhecimento científico para que a saúde da população seja preservada ao máximo em relação aos danos causados pela poluição atmosférica; \* Fumaça e Partículas Totais em Suspensão – parâmetros auxiliares a serem utilizados apenas em situações específicas, a critério da CETESB.

\*\* Chumbo – a ser monitorado apenas em áreas específicas, a critério da CETESB; \*\*\*Padrões vigentes

Fonte: CETESB (2017)

Contudo, revisou também os critérios de episódios agudos da poluição do ar (Tabela 16) e estabeleceu um nível de qualidade do ar classificando-a em cinco estratos: Boa, Moderada, Ruim, Muito Ruim, Péssima (Tabela 17).

**Tabela 16. Critérios para episódios agudos de qualidade do ar no Estado de São Paulo, 2013.**

<b>Critérios para episódios agudos de poluição do ar (Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013)</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>Atenção</b>	<b>Alerta</b>	<b>Emergência</b>
<b>Partículas inaláveis finas (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) – 24h</b>	125	210	250
<b>Partículas inaláveis (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) – 24h</b>	250	420	500
<b>Dióxido de enxofre (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) – 24h</b>	800	1.600	2.100
<b>Dióxido de nitrogênio (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) – 1h</b>	1.130	2.260	3.000
<b>Monóxido de carbono (ppm) – 8h</b>	15	30	40
<b>Ozônio (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) – 8h</b>	200	400	600

Fonte: CETESB (2017)

Quando se trata de qualidade do ar, o Estado de São Paulo é referência nacional na política, adoção de limites e legislação pertinente à questão, uma vez que foi pioneiro no estabelecimento das linhas de corte e monitoramento ambiental, graças ao seu desenvolvido parque industrial. Portanto, suas contribuições são doutrinárias e relevantes para os demais estados brasileiros.

**Tabela 17. Índice de qualidade do ar para o Estado de São Paulo, 2013.**

<b>Estrutura do índice de qualidade do ar</b>							
<b>Qualidade</b>	<b>Índice</b>	<b>MP<sub>10</sub> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) 24h</b>	<b>MP<sub>2,5</sub> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) 24h</b>	<b>O<sub>3</sub> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) 8h</b>	<b>CO (ppm) 8h</b>	<b>NO<sub>2</sub> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) 1h</b>	<b>SO<sub>2</sub> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) 24h</b>
<b>N1 – Boa</b>	0 – 40	0 – 50	0 – 25	0 – 100	0 – 9	0 – 200	0 – 20
<b>N2 – Moderada</b>	41 – 80	>50 – 100	>25 – 50	>100 – 130	>9 – 11	>200 – 240	>20 – 40
<b>N3 – Ruim</b>	81 – 120	>100 – 150	>50 – 75	>130 – 160	>11 – 13	>240 – 320	>40 – 365
<b>N4 – Muito Ruim</b>	121 – 200	>150 – 250	>75 – 125	>160 – 200	>13 – 15	>320 – 1130	>365 – 800
<b>N5 – Péssima</b>	>200	>250	>125	>200	>15	>1130	>800

Fonte: CETESB (2017)

No Estado do Amazonas foi editada a Lei 3.135/07 de 05/06/2007 que implementou a Política Estadual de Mudanças Climáticas. Esta legislação previa entre outras coisas a elaboração de inventários estadual de emissões antrópicas e a criação de fundos de financiamentos e programas institucionalizados com propósitos específicos. Como consequência implícita ocorreria a regulamentação dos limites de emissão de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos. Contudo, até o momento, nada foi estabelecido.

Em se tratando de qualidade do ar, a previsão contida no inciso VII do art. 5<sup>a</sup> da Lei 3.135/07 reforçou a necessidade de criação do “Programa Estadual de Incentivo à Utilização de Energias Alternativas Limpas e Redutoras da Emissão de Gases de Efeito Estufa, pela adoção de novas tecnologias ou mudança da matriz energética, em especial incrementando o uso de biodiesel”. Entretanto, nada foi efetivamente implementado, até o momento.

### **3.2.1 Padrões de Qualidade do Ar: União Europeia e Estados Unidos da América**

Nos Estados Unidos da América - EUA, a Agência de Proteção Ambiental Americana – EPA (*United States Environmental Protection Agency*), define os padrões e atribuições específicas, da mesma forma que estabelece a gestão executando a Política Nacional do Ar Limpo – o *Clean Air Act* – CAA.

Os primeiros padrões nacionais de qualidade do ar para certos poluentes foram aprovados em 1971, mas foram revisados a partir de 2005, de acordo com as recomendações da OMS.

No caso norte-americano, os Estados devem propor um plano, com seus limites específicos regulados em conformidade com uma análise de custo-benefício à saúde pública e a partir da categorização de áreas. Os valores de referência, então, não podem ser estipulados tomando como referência uma avaliação econômica.

Cada estado deve apresentar seu Plano de Controle da Poluição do Ar – *State Implementation Plan* – SIP. Uma vez revisado e aprovado pela EPA, o plano tem força de lei e deve ser cumprido sob pena de sanção ao ente federado que vai desde o impedimento ao recebimento de recursos de um fundo federal até a intervenção, de fato.

Cada estado tem autonomia para estabelecer seus próprios padrões, mas sem ferir as referências nacionais. O Estado da Califórnia, por exemplo, revisa os padrões a cada cinco anos através do Conselho de Recursos do AR – ARB (*Air Resources Board*) que pertence à agência ambiental californiana e, também, por meio do Escritório de Avaliação do Perigo à Saúde Ambiental – OEHHA. Essas revisões podem ser antecipadas, se novas evoluções científicas surgirem para nortear o processo.

Na Tabela 18 apresentam-se os padrões da qualidade do ar vigentes no Estado da Califórnia, editados pela Agência Californiana de Proteção Ambiental.

**Tabela 18. Padrões de qualidade do ar do Estado da Califórnia - EUA**

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão
O <sub>3</sub>	1 h	0,09 ppm (180 µg/m <sup>3</sup> )
	8 h	0,07 ppm (137 µg/ m <sup>3</sup> )
MP <sub>10</sub>	24 h	50 µg/ m <sup>3</sup>
	Anual	20 µg/ m <sup>3</sup>
MP <sub>2,5</sub>	24 h	35 µg/ m <sup>3</sup>
	Anual	12 µg/ m <sup>3</sup>
CO	1 h	20 ppm (23 mg/ m <sup>3</sup> )
	8 h	9 ppm (10 mg/ m <sup>3</sup> )
NO <sub>2</sub>	1 h	0,18 ppm (339 µg/ m <sup>3</sup> )
	Anual	0,03 ppm (57 µg/ m <sup>3</sup> )

Fonte: Adaptado de ARB (2015).

Na União Europeia – UE os padrões são propostos pela Comissão Europeia – CE. São apresentados em termos de valores-limite, cujo atendimento é obrigatório, e valores-alvo, para serem atendidos, sempre que possível, respeitando os prazos pré-estabelecidos.

O processo de revisão, embora não esteja claramente definido em lei, deve ser proposto pela comissão, antes ouvido um comitê composto por um representante de cada Estado-membro.

Se a proposta encaminhada pela Comissão for contrária ao parecer do comitê, esta deve ser primeiramente avaliada pelo Conselho Europeu para que seja votada no parlamento. Contudo, as revisões são sempre embasadas em base-científica, nos mesmos moldes de confecção dos limites norte-americanos.

Os Estados-membros da União Europeia devem seguir as recomendações e preparar seus planos. Se não atendidos, o Estado-membro pode solicitar prorrogação, à Comissão Europeia, do prazo para o cumprimento das metas.

Cada Estado-membro deve então estabelecer as penalidades civis, administrativas e criminais na possibilidade de não atendimento às exigências da gestão, implementação de planos ou programas e/ou não cumprimento aos padrões de qualidade do ar estabelecidos.

Entretanto, pode a Comissão intervir, de forma menos invasiva do que nos EUA, uma vez acionado o Tribunal de Justiça e, caso suas decisões sejam descumpridas, com a aplicação de sanções pecuniárias proporcionais à desconformidade observada.

Os valores-limites (para os poluentes primários) e valores-alvo (para o ozônio, enquanto poluente secundário), definidos como padrões europeus de qualidade do ar propostos pela Comissão Europeia, atualmente em vigor (Diretiva 2008/50/CE, de 21 de maio de 2008), (Tabela 19).

Para além destes padrões de qualidade do ar a legislação europeia define ainda limites de informação para o ozônio ( $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para a média de uma hora) e limites de alerta para o ozônio ( $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para a média de uma hora), para o dióxido de enxofre ( $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , medidas em três horas consecutivas) e para o dióxido de nitrogênio ( $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , medidas em três horas consecutivas).

Estes limites obrigam as autoridades a informar à população da região que foram atingidos níveis de poluição significativos e, portanto, devem adotar medidas de redução das emissões e prevenção à exposição.

**Tabela 19. Padrões europeus de qualidade do ar para os poluentes mais relevantes.**

Poluente	Amostragem	Valor-limite	Data Atendimento	Valor-alvo	Data Atendimento
<b>O<sub>3</sub></b>	AOT40, média para 5 anos	-	-	18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (Proteção da vegetação)	01/01/2010
	8 h (Valor máximo diário das médias octo-horárias, calculadas por períodos consecutivos de oito horas)	-	-	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Proteção da saúde)	01/01/2010
<b>MP<sub>10</sub></b>	24 h	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2005		
	Anual	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2005		
<b>MP<sub>2,5</sub></b>	Anual	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2010	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2020
<b>CO</b>	8 h Máximo diário das médias de oito horas	10 $\text{mg}/\text{m}^3$	01/01/2005		
<b>SO<sub>2</sub></b>	1 h	350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2005		
	Diário	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2005		
<b>NO<sub>2</sub></b>	1 h	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2010		
	Anual	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	01/01/2010		

Fonte: Adaptado nas diretivas 2008/50/CE e 2004/107/CE.

### 3.2.2 Evolução e Comparabilidade das Legislações

No que concerne aos critérios para episódios agudos de qualidade do ar percebe-se na legislação da CETESB que apenas para o O<sub>3</sub> houve redução dos limites. Contudo, os novos

limites propostos têm base amostral diferenciada da regulamentação anterior. Baseada na Resolução CONAMA 03/90 os limites para 1 hora eram estabelecidos em  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para atenção,  $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para alerta e  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para emergência. Na revisão, os dois primeiros episódios (alerta e atenção) sofreram redução de 50% ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente), enquanto que o episódio de emergência diminuiu 40% ( $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Entretanto, a amostra temporal elevou-se para 8 horas (Tabela 20).

**Tabela 20. Quadro comparativo da evolução dos critérios para episódios agudos de qualidade do ar no Estado de São Paulo**

Parâmetros	Unidades	Período	Atenção		Alerta		Emergência	
			03/90	SP	03/90	SP	03/90	SP
Partículas Inaláveis (MP <sub>2,5</sub> )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 horas		125		210		250
Partículas Inaláveis (MP <sub>10</sub> )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 horas	250	250	420	420	500	500
Ozônio (O <sub>3</sub> )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 hora	400	200*	800	400*	1.000	600*
Dióxido de Nitrogênio (NO <sub>2</sub> )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 hora	1.130	1130	2.260	2260	3.000	3000

Os padrões de qualidade do ar também foram atualizados a partir do mesmo documento oriundo da OMS. Em todos os poluentes analisados houve redução dos limites e, ainda foram desmembradas e criadas as linhas de corte para MP<sub>2,5</sub>. O MP<sub>10</sub> apresentou redução da ordem 20% para ambos os tempos de amostragens previstos, baixando para  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. O NO<sub>2</sub> apresentou maior margem de redução para amostras anuais em torno de 40%, reduzindo os limites para 130 ppb, enquanto o ozônio diminuiu cerca de 13% (70 ppb), mas aumentou o tempo para um período de 8 horas (Tabela 21).

**Tabela 21. Comparativo dos padrões de emissão vigentes no Estado de São Paulo, União Europeia e no Estado da Califórnia – EUA.**

Poluente	Tempo de Amostragem	Res. 03/90 CONAMA	São Paulo Brasil	União Europeia	Califórnia EUA
Partículas inaláveis (MP <sub>10</sub> )	24 horas	150	120	50	50
	Anual	50	40	40	20
Partículas inaláveis finas (MP <sub>2,5</sub> )	24 horas		60		35
	Anual		20	25	12
Dióxido de Nitrogênio (NO <sub>2</sub> )	1 hora	160	130	100	180
	Anual	50	30	20	30
Ozônio (O <sub>3</sub> )	1 hora	80			90
	8 horas		70	60	70

MP expresso em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> expressos em ppb.

Os padrões de São Paulo em relação aos parâmetros estabelecidos pela União Europeia têm limites que oscilam para baixo e para cima. O  $MP_{10}$  tem padrão igual ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e o  $MP_{2,5}$  possui limites inferiores ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Entretanto o  $O_3$  e  $NO_2$  têm padrões superiores qualquer que seja o período amostral.

Observa-se ainda, que os padrões do Estado de São Paulo quando comparados com a regulamentação do Estado da Califórnia-EUA são todos superiores para os MP em até 2,4 vezes as concentrações máximas permitidas, qualquer que seja o diâmetro do poluente, mas é inferior ou igual para o  $NO_2$  (130 ppb e 30 ppb) para um intervalo de tempo de uma hora e um ano, simultaneamente.

Sendo assim, é possível inferir que a regulamentação do Estado de São Paulo, editada pela CETESB é a mais frouxa entre as comparadas. O Estado da Califórnia-EUA possui a legislação menos tolerante quando se trata de MP, enquanto a União Europeia é mais restritiva nos padrões de emissão de  $NO_2$  e  $O_3$ . Dessa forma, uma legislação composta com os limites de MP do Estado da Califórnia-EUA e com os padrões de  $NO_2$  e  $O_3$  da União Europeia seria a mais restritiva.

### **3.3 MATERIAS E MÉTODOS**

Para cumprir o segundo objetivo desta tese foi analisada a dispersão dos poluentes atmosféricos de Manaus a fim de compreender seu impacto na qualidade do ar urbano. Para tal fez-se uso de modelo numérico TAPM que utiliza uma base meteorológica global e dados de entrada das emissões antrópicas estimadas da mobilidade urbana e das contribuições biogênicas da floresta tropical que contorna a cidade.

As simulações ocorreram para dois meses do ano de 2014: fevereiro e agosto, o primeiro, para caracterizar o período chuvoso e, o segundo, para caracterizar a estação seca. As saídas do modelo são expressas em concentrações medidas em partes por bilhão (ppb) ou microgramas por metro cúbico ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), dependendo do poluente.

#### **3.3.1 O Modelo de Dispersão TAPM**

Os modelos de qualidade do ar simulam, através da resolução de equações matemáticas, o comportamento provável dos poluentes e seus respectivos processos de interação atmosférica. Essas equações e algoritmos simulam a dispersão e a química. Dessa forma, são funcionais para representar cenários atuais e futuros, estimar transporte e

deposição a partir de fontes emissoras móveis ou fixas e funcionam como excelente instrumento para monitorar a qualidade do ar, assim como auxiliam na construção de políticas públicas de saúde e mobilidade urbana.

Os modelos meteorológicos para realizar prognóstico precisam ser alimentados com dados de entrada. Para tal são informadas as variáveis climatológicas e todas as condições meteorológicas, os parâmetros de emissões com suas especificidades, tais como a fonte e a concentração, mas também é necessário alimentar o modelo com a orografia da área a ser analisada, as localizações e parametrizações de limites e/ou obstruções ou barreiras.

Para validar seus resultados, fez-se uso de medidas pontuais de estações experimentais. O *The Air Pollution Model* - TAPM é um modelo meteorológico de dispersão atmosférica em três dimensões. Foi desenvolvido pela *Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization* (CSIRO) em 1999 (HURLEY *et al*, 2005).

O TAPM permite realizar simulações em escala regional e local. É uma ferramenta de prognóstico matemático, determinístico e de mesoescala, com dispersão atmosférica em três dimensões. Possui uma base de dados meteorológicos globais como informações padrão, entretanto, faz uso também, de informações da altitude do terreno, uso do solo, temperatura do mar e análises meteorológicas sinóticas.

A base de dados orográfica, uso do solo e vegetação é proveniente da *Earth Resources Observations Systems* – EROS disponível numa base sistemática de coordenadas geográficas com espaçamento de 1 km. Os dados sinóticos foram resultados de simulações realizadas pelos modelos de previsão meteorológica *Limited Area Prediction System* – LAPS e *Global Analysis and Prediction* – GASP, ambos do *Bureau of Meteorology* – BOM da Austrália. São dados de 6 horas numa grade de espaçamento de 75 km a 100 km, também com base em coordenadas cartesianas.

Os dados pertinentes à temperatura da superfície do mar são oriundos da *US National Center Atmospheric Research* – NCAR e estão disponíveis em forma de médias mensais, para espaçamento de 100 km e da mesma forma, orientado por coordenadas de latitude e longitude.

Suas simulações permitem efetuar a técnica *nesting*. Essa técnica simula as contribuições de domínios maiores que afetarão o menor, objeto do estudo. Pode atingir até um mínimo de 300 metros de resolução, proporcionando um foco mais específico, se for conveniente à modelação. O TAPM tem dois módulos principais: o meteorológico e o de poluição atmosférica. Ambos são capazes de realizar simulações horárias e podem ser

validados com medidas. O primeiro componente simula os parâmetros meteorológicos suficientes para a dispersão dos poluentes, observados no segundo, em escala local ou regional.

O TAPM resolve a equação da quantidade de movimento para o vetor horizontal do vento ( $u$ ), a equação da continuidade de um fluido incompressível para a seu componente vertical ( $v$ ), mas também equações escalares para a umidade específica em consonância com a temperatura potencial (HURLEY, 2002).

### **3.3.2 Domínio de simulação**

O domínio horizontal do modelo abrange uma área de 1500 km x 1500 km, suficiente para cobrir quase toda a área dos estados do Amazonas e Pará, juntos. Por esta uniformidade que despreza a curvatura da terra, este modelo não deve ser utilizado para avaliar circulações atmosféricas de elevada altitude, embora haja estudos mostrando que há transporte de CO, importante precursor de O<sub>3</sub> troposférico e indicador das atividades humanas, provenientes da queima de biomassa oriunda do leste do estado do Pará e da expansão da fronteira agrícola no estado do Mato Grosso e Rondônia, em altitudes acima de 500 mb que provavelmente podem influenciar a qualidade do ar da região (LONGO *et al*, 1999; AIRES & KIRCHHOFF, 2001).

O TAPM foi validado por vários trabalhos, que comprovaram, tanto para a componente meteorológica como para a de transporte e dispersão atmosférica, coerência nos resultados (PARK *et al*, 2004, RIBEIRO, 2005; SOUSA, 2008; CORREIA, 2012, MIRANDA *et al*, 2016).

No presente trabalho, para validar o modelo, foram utilizados dados meteorológicos coletados do projeto intitulado “*The Green Ocean Amazon Experiment (GOAMAZON2014/5)*”, fornecidos pelo GEMMA - Grupo de Estudos Meteorológicos e Modelagem na Amazônia a partir de estações localizadas na área do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA, em Manaus. Para o Ozônio (O<sub>3</sub>), Material Particulado (MP) Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e Óxidos de Nitrogênio – (NO<sub>x</sub>) não houve validação porque havia muitas falhas na série amostral e os registros não apresentavam intervalo regular confiável.

#### **3.3.2.1 Emissões antrópicas da mobilidade urbana**

Os dados de entrada relativos às emissões antrópicas da mobilidade urbana foram estimados pelo autor com base em protocolos orientados pelo IPCC, aliados a recomendações

do governo federal e nas experiências registradas em grandes centros brasileiros que já realizaram seus inventários de GEE e poluentes atmosféricos, conforme relatado no capítulo 1 desta tese. As emissões foram distribuídas com base na estimativa do rolamento viário nas zonas da cidade de Manaus (MANAUSTRANS, 2017), sendo: 20% para a Zona Sul; 20% para a Zona Norte; 20% para a Zona Leste; 16% para a Zona Centro-Sul; 12% para a Zona Centro-Oeste e 12% para a Zona Oeste - utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGis que fez a distribuição e a partilha entre 35 grades do domínio medindo 1000 m x 1000 m, aplicando inclusive, a proporcionalidade entre áreas das grades compartilhadas por duas ou mais zonas. Cada zona engloba um volume de bairros, cujo conjunto expressa a divisão política urbana.

Este modelo já foi utilizado em diversos trabalhos, incluindo escala local, o que confirma a sua versatilidade de aplicação. Em Portugal apresentou resultados razoáveis (IDAD, 2002; 2004) consolidando-se como importante ferramenta para a análise de impactos ambientais. Contudo, já foi experimentado, também, para outras regiões do planeta (PARK *et al.*, 2004) cujos resultados foram compatíveis aos esperados nas estimativas de NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> quando comparados com as medidas de estações de qualidade do ar.

### **3.3.2.2 Emissões biogênicas de compostos orgânicos voláteis pela floresta do entorno da cidade de Manaus**

As estimativas de contribuições biogênicas de compostos orgânicos voláteis, importantes precursores do ozônio troposférico, emitidos pela floresta equatorial que circunda o perímetro urbano da cidade de Manaus foram obtidas por analogia ao inventário realizado no Valle do Aburrá – Colômbia, cujos procedimentos estão fundamentados em modelo proposto por Guenther *et al.* (1993). O Valle do Aburrá é uma região entre montanhas, nos Andes colombiano, composto por vasta área metropolitana, sendo a principal cidade, Medellín.

Embora, a topografia seja diferente da reproduzida no entorno da cidade de Manaus, a metodologia de cálculo é a mesma. O que deveria diferenciar seriam os parâmetros inseridos na fórmula de cálculo, uma vez que fazem parte de outro conjunto de vegetação. Contudo, em face da necessidade de alimentação do modelo TAPM por alguma informação aproximada, utilizaram-se os resultados deste inventário, dada a densidade florestal em regiões montanhosas ser parecida com a densidade observada na região amazônica.

Para descrever a sua proposta – modelo G93 - Guenther *et al.* (1993) faz um breve relato de 9 modelos de previsão que avaliam os efeitos de variáveis ambientais nas emissões

de isopreno e monoterpênos. Estes modelos estão fundamentados em aproximações propostas por estudos anteriores de diversos autores.

Dessa forma, toda a estimativa de emissões biogênicas de COV foi baseada no modelo G93, a fim de se estabelecer um padrão. Este modelo adéqua as condições da região estudada tomando como base a Equação 1, cujo fluxo de emissão do poluente i ( $ER_i$ ) é obtido a partir da soma do produto entre o índice de área foliar ( $LAI_j$ ) e o fator de emissão ( $I_{ij}$ ), em unidades específicas (GUENTHER, 1993).

$$ER_i = \sum [LAI_j \times I_{ij}] \quad (\text{Eq. 1})$$

$ER_i = \mu\text{g/h/m}^2$

$LAI_j = \text{m}^2$

$I_{ij} = \text{folha seca/m}^2$

Para estimar as emissões de isopreno adotou-se a seguinte fórmula (Eq. 2)

$$I_{ij} = I_{ijs} \cdot C_L \cdot C_T \quad (\text{Eq. 2})$$

$I_{ij}$  = Fluxo de isopreno para certa temperatura T(K) e PAR ( $\mu\text{mol}$  de fótons / $\text{m}^2$ )

$I_{ijs}$  = Fluxo de isopreno a temperatura T=30°C e 1000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$

$C_L$  = Fator de ajuste de radiação

$C_T$  = Fator de ajuste de temperatura

PAR = Radiação fotossintética ativa

O fator de ajuste de luz que está relacionado à taxa de emissão de isopreno foi desenvolvido por Farquhar *et al* (1980), conforme Eq. 3.

$$C_L = \frac{(\alpha C_{L1} L)}{(\sqrt{1 + \alpha^2 L^2})} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

L = Fluxo de radiação PAR ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )

A = 0,0027 – coeficiente empírico

$C_{L1}$  = 1,066 – coeficiente empírico

O fator de ajuste de temperatura que influencia na taxa de emissão de isopreno está descrito pela Eq. 4.

$$C_T = \frac{1}{\exp\left[\frac{C_{T1}(T-T_0)}{RT_0T}\right] + \exp\left[C_{T2}\left(\frac{T-T_H}{RT_0T}\right)\right]} \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

R = Constante dos gases perfeitos (8,314 J K<sup>-1</sup>mol<sup>-1</sup>)

T = Temperatura da folha em K

TS = 303 K – temperatura padrão da folha

TM = 314 K

CT1 = 95000 J mol<sup>-1</sup>

CT2 = 230000 J mol<sup>-1</sup>

Para estimar as emissões de monoterpene adotou-se a seguinte fórmula (Eq. 5):

$$M = Ms * \exp [\beta(T-Ts)] \quad (\text{Eq. 5})$$

Ms = Fluxo de emissão padrão de monoterpene

$\beta$  = Coeficiente que estabelece a dependência da emissão

T = Temperatura da folha em K

Ts = Temperatura padrão em 303 K

Para estimar as emissões de monóxido de nitrogênio (NO) adotou-se a seguinte fórmula (Eq. 6):

$$NO = NOzero * \exp [0,071(T - Ts)] \quad (\text{Eq. 5})$$

NO = Fator de emissão

NO0= Fator de emissão a temperatura padrão de 3030 K

T = Temperatura da folha em K

O domínio da área estudada abrangeu uma área de 1600 km<sup>2</sup> com resolução espacial de 1x1 Km<sup>2</sup>. Foram considerados diferentes usos da terra: 7% de florestas, 26% de culturas (milho, feijão, café, cana-de-açúcar, batata, flores e frutas), 48% de vegetação de pequeno porte e 19% de outros usos.

A fim de se estimar as contribuições biogênicas dos compostos orgânicos voláteis – COV adotaram-se os fatores de emissão obtidos pelo modelo BEIS, que disponibiliza esses fatores para 60 tipos de árvores, tais como as florestas de coníferas e de eucaliptos e de culturas de milho, café e frutas adotados no respectivo inventário.

Os resultados comprovaram que as maiores emissões ocorrem quando há maior disponibilidade de radiação solar e temperatura (TORO *et al*, 2001; NETO *et al*, 2007). Para esta área estudada o modelo apresentou um volume de 6342 toneladas anuais, sendo 63% de isopreno, 13% de monoterpene, 19% de outros COV biogênicos e 5% de NO.

Quando avaliados os usos da terra, percebe-se que as emissões mais representativas foram creditadas à vegetação de pequeno porte, com montante aproximado de 10.400 kg/h, sendo: 87% de isopreno, 4% de monoterpeno, 5% de outros COV e 4 % de NO. Essa vegetação é composta por arbustos de variados tamanhos e chegam a representar 48% da área estudada.

As emissões das florestas de coníferas e eucaliptos totalizaram valores próximos a 4.600 kg/h, sendo: 39% de monoterpeno, 35% de isopreno, 24% de outros COV e 2% de NO.

As espécies cultivadas emitem muito mais outros compostos orgânicos voláteis e monóxido de nitrogênio do que áreas de florestas. Suas emissões remontam à 2400 kg/h, assim distribuídas: 63% de outros COV, 29% de NO, 4% de isopreno e 4% de monoterpeno.

A região do entorno de Manaus, apresenta características parecidas aos usos verificados no respectivo estudo, mas em proporções diferentes de área. Desta forma acredita-se que estes resultados sejam satisfatórios para alimentar o modelo até que sejam realizados inventários.

Por tudo isso, arbitrariamente, mas por analogia, adotou-se como referência as seguintes áreas e usos para o domínio modelado da cidade de Manaus, a fim de estimar as contribuições biogênicas: 70% de floresta densa, 20% de vegetação arbustiva de pequeno porte e 10% de culturas, como mandioca e milho. Essas áreas foram definidas a partir dos resultados de proporções diretas obtidas das estimativas realizadas para o Vale do Aburrá, na Colômbia.

Para alimentar o modelo foi necessário converter as unidades de emissão de kg/h para ppb/h, de modo a compatibilizar com as exigências de entrada do software. Entretanto, foi necessário converter as unidades de emissões biogênicas (de kg/h para ppb/h), de modo compatibilizar com as exigências de entrada do modelo. Para a conversão, como a relação ppm (partes por milhão) vista em massa é expressa em mg/kg, que significa o quanto de um soluto existe em mg para cada quilo. Neste caso:

$$1 \text{ ppm} = \text{mg/kg} \rightarrow 1/1.000.000 = 0,000001$$

Assim, transformando ppm para ppb, tem-se:

$$0,000001 \times 1000 = 0,001$$

Então, para a distribuição das emissões em função da área, tem-se:

$$10.400 \text{ kg/h} = 10,4 \text{ ppb/h} \rightarrow 10,4 \times 0,2 = 2,08 \text{ ppb/h (vegetação pequeno porte)}$$

$$4.600 \text{ kg/h} = 4,6 \text{ ppb/h} \rightarrow 4,6 \times 0,7 = 3,2 \text{ ppb/h (floresta)}$$

$$2.400 \text{ kg/h} = 2,4 \text{ ppb/h} \rightarrow 2,4 \times 0,1 = 0,24 \text{ ppb/h (culturas)}$$

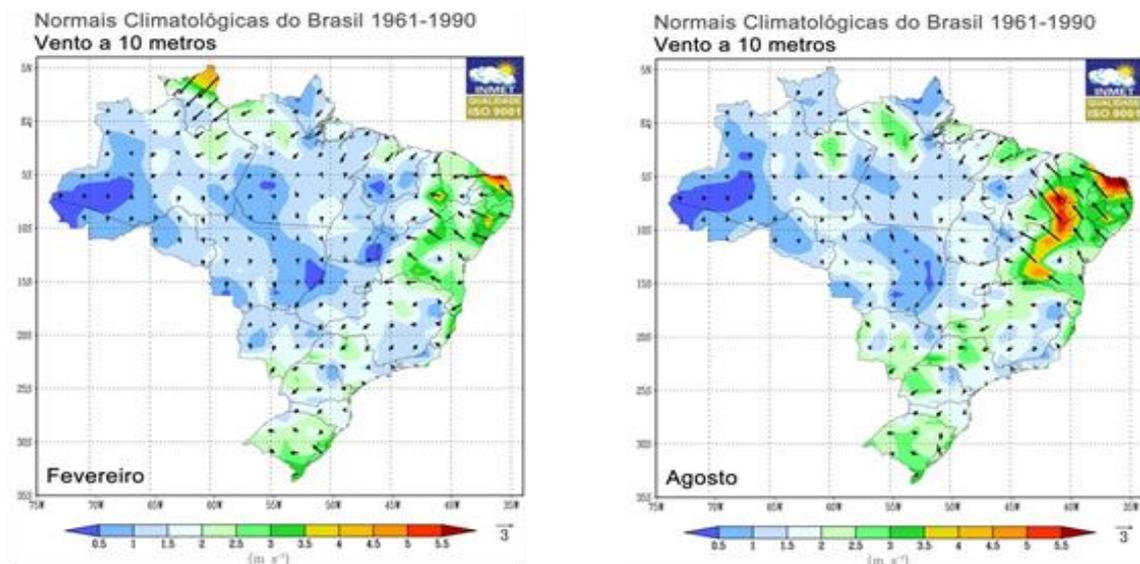
Total das emissões biogênicas contribuintes da vegetação do entorno = 5,52 ppb/h.

### 3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Característica do escoamento atmosférico superficial

A circulação preferencial dos ventos a 10 metros de altura nos meses de fevereiro e agosto para o Brasil é apresentada a seguir. De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2017) essa é a resposta climatológica encontrada para o período de 1961 a 1990 sobre o país. Na região de Manaus, no mês de fevereiro, observa-se que os ventos sopram de nordeste e, no mês de agosto, de leste (Figura 22).

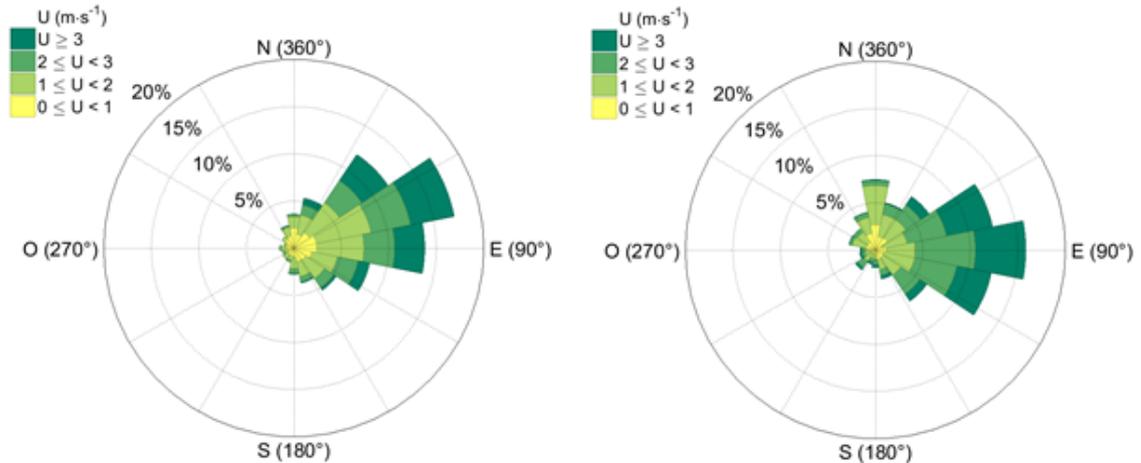
**Figura 22. Climatologia de direção e intensidade dos ventos para os meses de fevereiro e agosto no Brasil.**



Fonte: INMET (2017)

A direção e intensidade dos ventos podem ser confirmadas pela rosa dos ventos elaborada a partir dos dados coletados na Estação Experimental do INPA, no período de 01/02/2014 a 28/02/2014 e 01/08/2014 a 31/08/2014, caracterizando ambas as estações (Figura 23). Observa-se que os ventos são predominantemente fracos e de leste para o mês de agosto e de nordeste para o mês de fevereiro.

**Figura 23. Intensidade e direção dos ventos para os meses de fevereiro e agosto, respectivamente.**



Fonte: Estação Experimental do INPA (2014)

### 3.4.2 Validação da Componente Meteorológica

O processo de validação dos componentes do modelo se deu para variáveis meteorológicas, em função da indisponibilidade dos dados de medidas, em intervalos confiáveis, para os poluentes. Os dados meteorológicos foram validados para as variáveis de temperatura, umidade relativa do ar, velocidade e direção do vento, coletadas na estação meteorológica do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA, no âmbito do projeto GOAMAZON, pois continham uma amostra sólida, anotada a cada cinco minutos de intervalo para o período modelado, não havendo, portanto, falhas nos registros.

Neste estudo de caso foram realizadas simulações para os meses de fevereiro e agosto de 2014, a fim de se caracterizar cenários típicos das estações chuvosa e seca, respectivamente. Os dados estimados e medidos foram extraídos para as coordenadas 59°57' longitude oeste e 3°04' de latitude sul, de modo que fossem comparados tomando-se como referência a mesma área. Esses dois meses foram escolhidos por serem expressivos e característicos de suas respectivas estações.

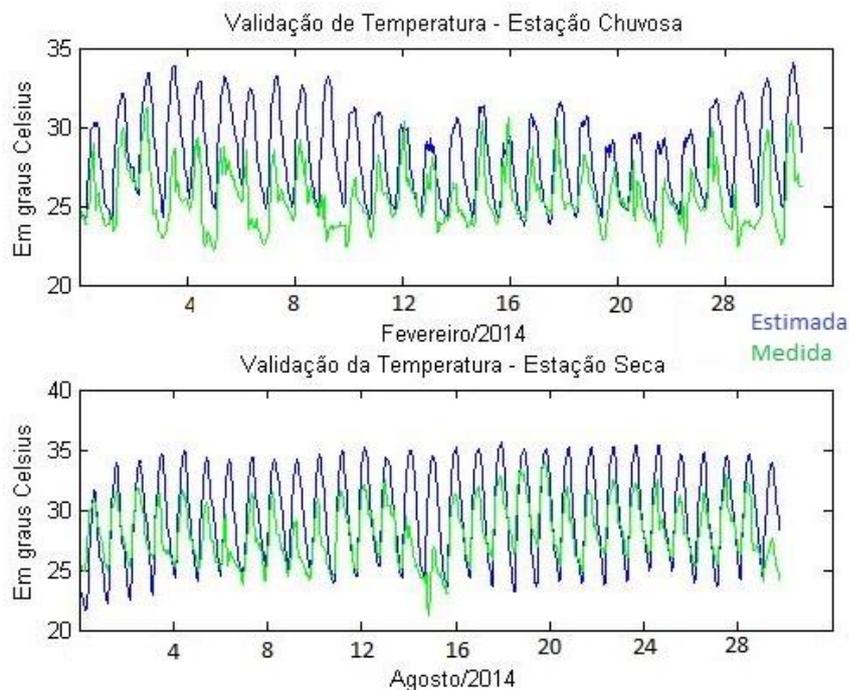
A estação meteorológica do INPA está localizada na Área de Proteção Ambiental – APA UFAM, criada pelo Decreto Municipal Nº 1503 de 27/03/2012, sendo caracterizada por um fragmento de floresta nativa inserida no tecido urbano da cidade de Manaus, entrecortada por vias de grande circulação viária e contornada por vasta área residencial preponderante de ocupações irregulares do terreno.

Como as saídas do modelo apresentam-se em integrações de hora em hora para todas as variáveis, foram extraídas as médias horárias para os componentes meteorológicas

observadas, através do cálculo de média aritmética simples, uma vez que os registros das medidas estavam expressos em anotações a cada cinco minutos.

Em relação à temperatura, observa-se que o modelo TAPM sobrestimou as máximas em até 10° C para a estação chuvosa e as mínimas em até 3°C para a estação seca. Entretanto, para a estação chuvosa a frequência de sobressaltos é superior à detectada nas estimativas para a estação seca. Por outro lado, o comportamento das séries comparadas foi similar, o que garante credibilidade aos resultados obtidos pelo modelo (Figura 24).

**Figura 24. Comparativo entre as séries de temperatura medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.**

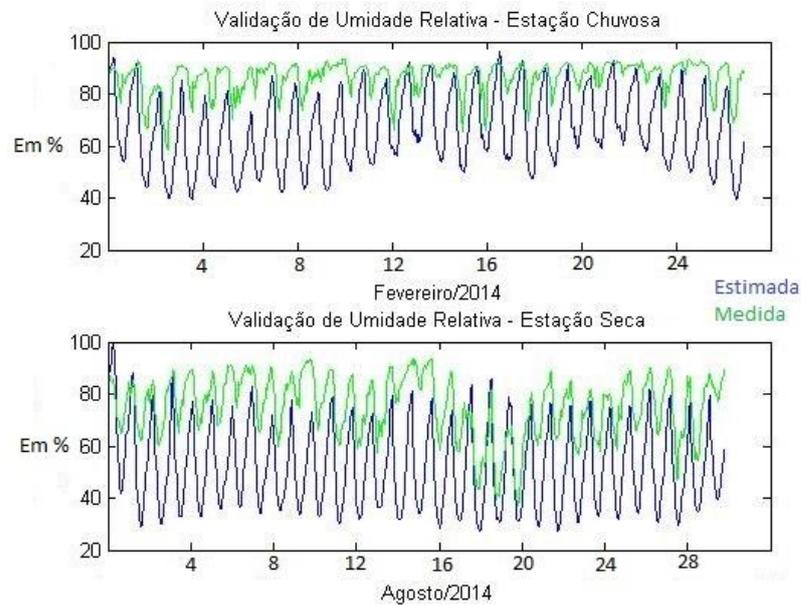


Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Nas figuras 25 e 26 apresentam-se a comparação entre as séries para a umidade relativa do ar e velocidade do vento, respectivamente. Para ambas as variáveis meteorológicas o modelo subestimou os resultados.

Observa-se que o modelo subestimou em até 7% a máxima umidade relativa do ar e em até 30% para a mínima, na estação chuvosa. Para a estação seca, a amplitude subestimada atinge até 15% em relação à máxima umidade relativa do ar observada e até 40% para a mínima. Contudo o comportamento espectral das séries ao longo do tempo é coerente (Figura 25). A validação da velocidade do vento mantém a tendência espectral das séries, mas apresenta cenário de subestimativa, em ambas as estações, de até 1/3 em relação à serie medida.

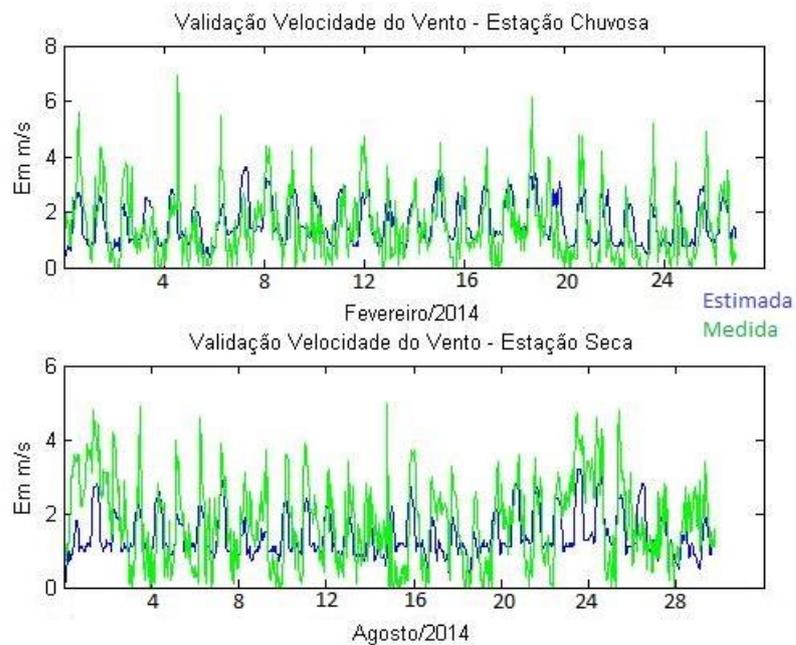
**Figura 25. Comparativo entre as séries de umidade relativa do ar medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

O modelo, de modo geral define uma série mais regular que a observada, com amplitudes inferiores. Entretanto, não estimou para nenhum dos dias a ausência de ventos, mesmo quando houve registros, em vários momentos, de circulação nula (Figura 26).

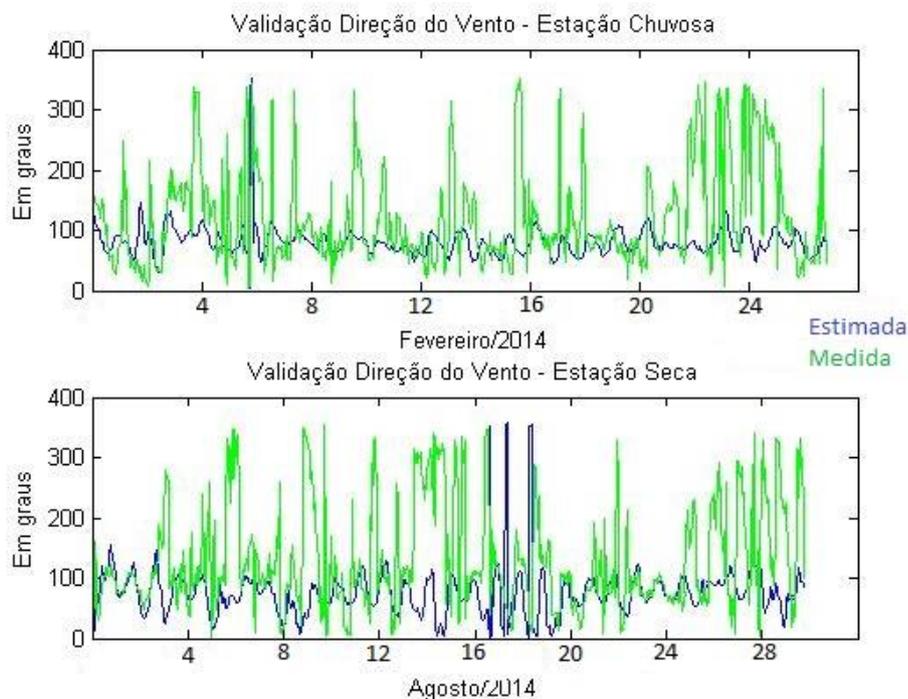
**Figura 26. Comparativo entre as séries de velocidade do vento medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Novamente, observa-se que a série estimada, para ambas as estações, é mais regular e tem menor amplitude que a medida. Entretanto, salvaguardada a discrepância da amplitude percebida em relação à estimada, a tendência espectral das séries apresenta-se, sobremaneira, aproximadas, caracterizando certa semelhança comportamental que credita as estimativas produzidas pelo modelo (Figura 27).

**Figura 27. Comparativo entre as séries de direção do vento medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Na tabela 22 apresentam-se os resultados obtidos para quatro indicadores de desempenho de modelos de qualidade do ar propostos por diversos autores (EDER *et al*, 2006, MONTEIRO, 2007; BORREGO *et al*, 2008; GOKHALE & RAOKHANDE, 2008; RIBEIRO, 2008; BEDCKX *et al*, 2009).

O Índice de Concordância (IOA) analisa a correlação entre séries temporais estimados e medidas, podendo variar de 0 a 1, sendo um o valor ideal e zero a certeza de total descompasso. Qualquer resultado acima de 0,5 deve ser considerado bom. Em todas as variáveis analisadas, os resultados obtidos sugerem que há forte concordância entre as séries comparadas (Tabela 22).

O Erro Quadrático Médio Normalizado (NMSE) não é uma medida direta de cálculo dos erros, mas permite analisar a dispersão entre eles. Tem seu valor ideal em zero, mas pode

atingir o infinito. Portanto, não há um intervalo aceitável. Observando na tabela 22 nota-se que há mais proximidade entre as séries estimada e medida de temperatura e velocidade do vento, mas isso não descredibiliza as demais.

O Erro Sistemático Médio (BIAS) é um índice que aponta o desvio existente entre as estimativas e as medidas. Pode-se avaliar com segurança os erros cometidos no processo de modelagem, uma vez que vieses negativos indicam tendência de subestimativa e, positivo, sobrestimativa. Sinaliza, desta forma, as limitações do modelo, sendo zero o valor ideal. De acordo com os dados da tabela 22 há profunda coerência entre as séries de todas as variáveis meteorológicas analisadas. Este indicador fortalece a afirmação que os resultados observados validam os simulados.

Por fim, o Erro Sistemático Médio Fracional (FB) dá a dimensão das diferenças entre a estimativa e a medição. É uma média relativa que aponta apenas os erros sistemáticos. É um número adimensional, mas seu resultado ótimo estaciona em zero. Para todas as variáveis analisadas os resultados encontrados são significativos e expressam semelhanças entre as séries medida e estimada (Tabela 22).

No conjunto de todos os índices calculados, as variáveis mais bem avaliadas foram a temperatura e a velocidade do vento, cujo desempenho foi bem próximo ao ideal quando comparadas com as outras.

**Tabela 22. Indicadores de desempenho para as variáveis meteorológicas**

Índice	Temperatura	Umidade relativa do ar	Velocidade do vento	Direção do vento
IOA	0,99	0,90	0,99	0,76
NMSE	8,34	137,60	7,89	336,53
BIAS	0,00	-0,02	0,00	-0,03
FB	0,08	-0,31	-0,07	-0,47

### 3.4.3 Evolução Temporal das Concentrações dos Poluentes

O modelo produziu resultados de dispersão para quatro poluentes: Material Particulado (MP), Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>), Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e ozônio (O<sub>3</sub>). As séries foram extraídas para as mesmas coordenadas da estação experimental do INPA (03°04' Sul e 59°57' Oeste).

A dispersão temporal de MP apresenta uma distribuição linear durante todo o dia, com as maiores concentrações registradas nos horários de pico do tráfego de veículos no começo

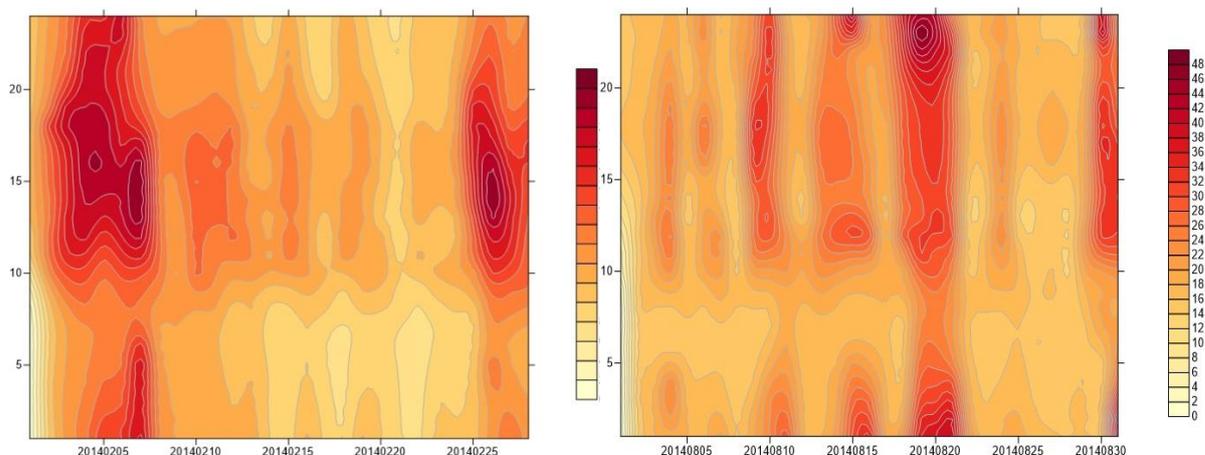
da manhã, almoço e início da noite. Em ambas, as estações o comportamento é o mesmo. O modelo estimou valores de pico de  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na estação chuvosa e  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para a estação seca. Embora, os valores descritos na estação seca representem até mais que o dobro da chuvosa, não houve ultrapassagem das concentrações regulamentadas pelo CONAMA e CETESB (Figura 28).

Mesmo à noite as concentrações são significativas. Vale ressaltar que há restrição durante o dia para a circulação de caminhões em determinadas regiões da cidade. Então, o comércio e a indústria geralmente são abastecidos entre as 20:00 h e 06:00 h.

Muito embora a emissão de MP tenha diminuído sensivelmente nos últimos anos, ainda que não tenha sido regulamentado pelo PROCONVE, as emissões continuam altas devido, sobretudo, à frota de veículos a diesel. Entretanto, a tendência de redução deverá ser mantida nos próximos anos, podendo promover melhoria na qualidade de vida da população (BRASIL, 2011).

Verificou-se que em fevereiro a precipitação foi de 77,2 mm nos dez primeiros dias, 46,6 mm nos dez intermediários e 113,4 mm nos últimos oito dias. Em agosto registrou-se de pluviosidade 3,8 mm na primeira dezena de dias, 20,4 mm na segunda e 1,2 mm nos últimos onze dias do mês. Dessa forma, é possível inferir que as chuvas reduzem as concentrações deste poluente na atmosfera, mas não alteram a sua distribuição temporal (Figura 26).

**Figura 28. Variação temporal horária das concentrações de Material Particulado (MP) em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

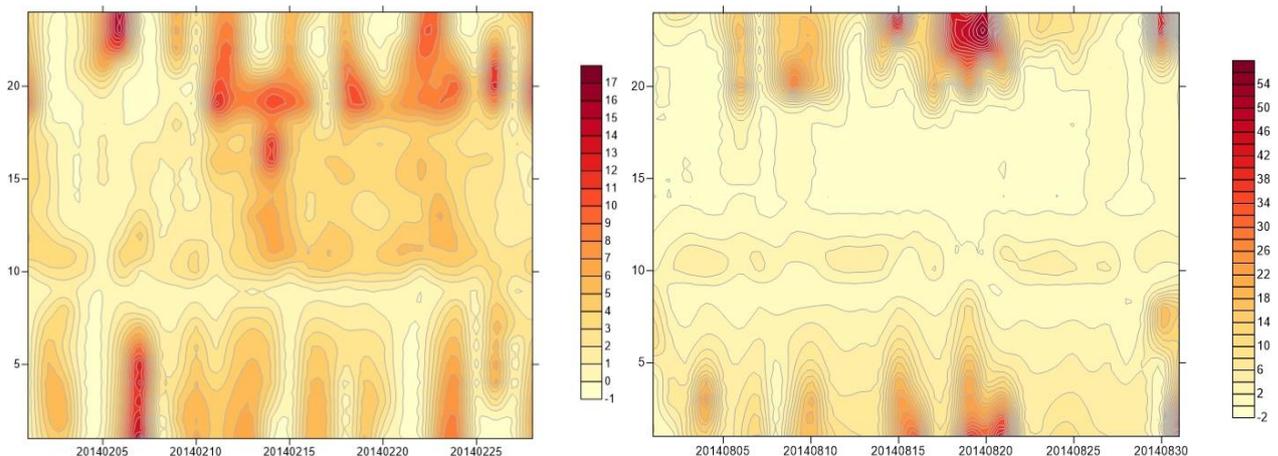
Os  $\text{NO}_x$ , em especial o  $\text{NO}_2$ , apresentam comportamento similar de dispersão temporal diária. Entretanto, as concentrações na estação seca chegam a triplicar em relação à chuvosa (Figuras 27 e 28).

Com estes compostos nitrogenados ocorre o mesmo fenômeno observado no comportamento sazonal do MP (Figura 26). No período chuvoso as concentrações são bem menores. Isso significa que as chuvas reduzem a quantidade presente na atmosfera, lavando-a.

Os  $\text{NO}_x$  e  $\text{NO}_2$  têm suas concentrações mais significantes no horário noturno porque durante o dia, mesmo com o tráfego intenso, a região conta com ventos calmos e intenso saldo de radiação solar sobre a superfície, promovendo desta forma, o processo de produção de ozônio troposférico, que resulta no consumo de  $\text{NO}_x$ . A elevada umidade relativa do ar pode ainda contribuir para a formação de aerossóis de nitrogênio. Cabe salientar que no período noturno ainda tem o agravante do volumoso tráfego de caminhões que são legalmente restringidos de circularem durante o dia.

As maiores concentrações estimadas para  $\text{NO}_2$  foi da ordem de 18 ppb, na estação chuvosa e 56 ppb, na estação seca. Nenhuma das estimativas excedeu a regulamentação proposta pelo CONAMA/CETESB. Segundo a legislação adotada pela CETESB, as concentrações deste gás podem atingir até 130 ppb no intervalo de 1 hora (Figura 29).

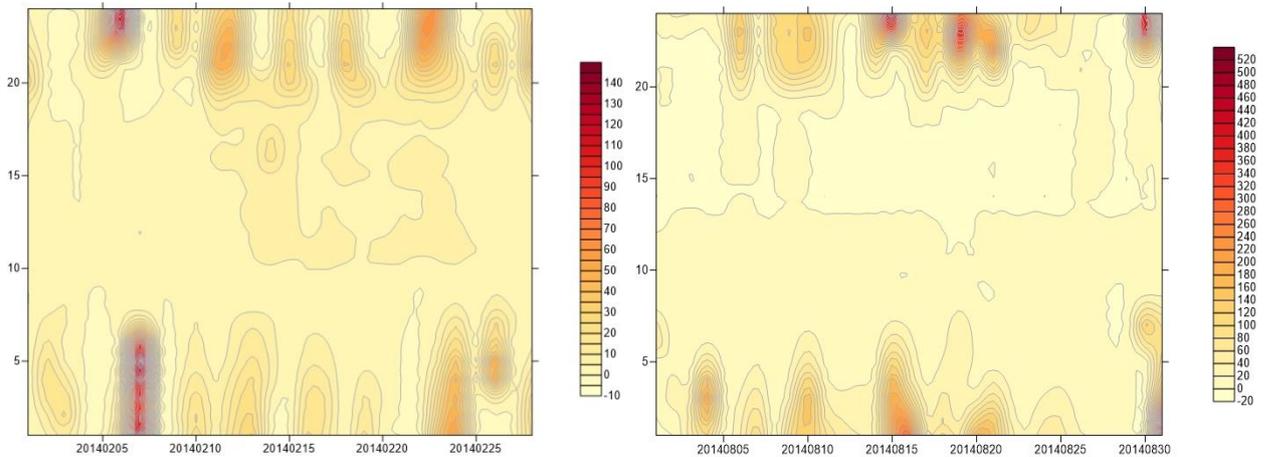
**Figura 29. Variação temporal horária das concentrações de Óxidos de Nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Não há nenhuma regulamentação de padrões-limites de qualidade do ar conjunta dos compostos nitrogenados ( $\text{NO}_x$ ). O modelo estimou concentrações de até 150 ppb, na estação chuvosa e, até 540 ppb na estação seca (Figura 30).

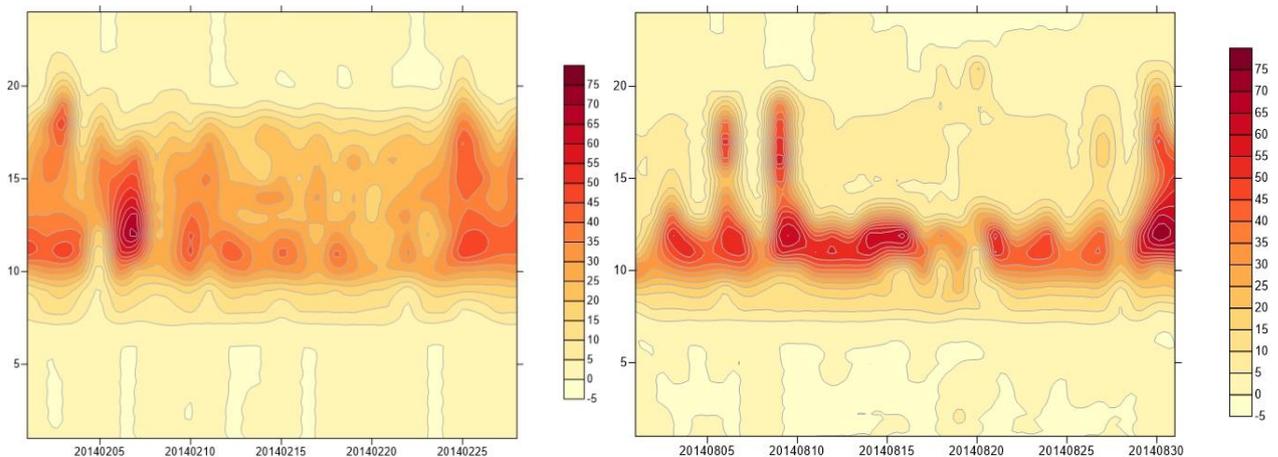
**Figura 30. Variação temporal horária das concentrações de Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

De maneira similar a produção de O<sub>3</sub> troposférico está relacionada à disponibilidade de certos poluentes na atmosfera. Como promotores estão os óxidos de nitrogênio, compostos orgânicos voláteis de modo geral, incidência de luz solar e forte presença de umidade relativa. Esse cenário é catalisado pelo tráfego intenso, com altos volumes de emissão dos motores do ciclo diesel, além das contribuições da floresta equatorial do entorno. Observa-se na Figura 31 que as maiores concentrações de O<sub>3</sub> estacionam nos horários de tráfego intenso do horário de almoço, aliadas com a maior disponibilidade de radiação solar.

**Figura 31. Variação temporal horária das concentrações de Ozônio troposférico (O<sub>3</sub>) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa (esquerda) e seca (direita) junto a Estação Experimental do INPA.**



Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

A CETESB estabelece o limite máximo de 70 ppb em 8 horas. Entretanto, o modelo estimou a ultrapassagem destes limites para apenas uma hora do dia, por volta das 12h00min.

O modelo estimou picos de até 75 ppb em ambas as estações (Figura 31). Entretanto, parece haver algum agente limitador do processo de produção de ozônio, pois no período seco as concentrações atmosféricas de  $\text{NO}_x$  são triplicadas e, no entanto, a formação deste poluente estaciona nos mesmos limites próximos.

Dutra (2012) através de dados remotos analisou o processo de produção de  $\text{O}_3$  a partir da queima de biomassa sobre uma região do Estado do Mato Grosso, num quadrado centrado na cidade de Sinop, onde há fortes pressões agropecuárias e sobre outras duas regiões sobre o Estado do Amazonas: uma sob forte urbanização e outra de floresta equatorial com baixa mudança de uso da terra. Percebeu que há coerência entre a série de emissões de monóxido de carbono (CO) e produção de  $\text{O}_3$ . Comprovando que  $\text{O}_3$  antecede ao CO, sendo, portanto, catalisado por este importante traçador das atividades humanas. No entanto, as concentrações de CO aumentavam sobremaneira no período das queimadas – de julho a setembro – embora os picos de  $\text{O}_3$  não apresentassem o mesmo comportamento.

#### **3.4.4 Evolução Espacial das concentrações dos Poluentes**

Os maiores valores das concentrações médias horárias de MP registram-se na direção da Zona Leste de Manaus, atingindo a Reserva Florestal Adolfo Ducke (Figura 30). Essa reserva é uma área de 10.000 hectares criada para permitir estudos da biota cujos resultados sejam capazes de inferir similaridades sobre outras áreas da região Amazônica.

A dispersão, também pode ser explicada pela existência de uma porção mais alta do relevo, localizada às margens da Av. Margarita no bairro Cidade de Deus, sendo escoada pelos fundos dos vales dos igarapés que cortam a cidade naquela direção. Esta pequena elevação do terreno pode estar impedindo a dispersão de forma igualitária pela região, concentrando-a próximo a Reserva Adolfo Ducke. Contudo, vale ressaltar que no extremo leste desta zona está localizado o Polo Industrial de Manaus – PIM, com muitas fábricas instaladas, ainda que não sejam indústria de base.

O modelo sugere que as concentrações de MP seguem em direção a esta reserva e, se não funcionar como sumidouro deste material, deve seguir em direção ao rio Amazonas. Esta unidade de conservação administrada pelo INPA funciona como sítio de investigação acadêmica/científica.

De outro modo, se a dispersão seguir em direção ao rio Amazonas onde poderá ocorrer deposição dos poluentes, podendo afetar a qualidade da água do rio e conseqüentemente a

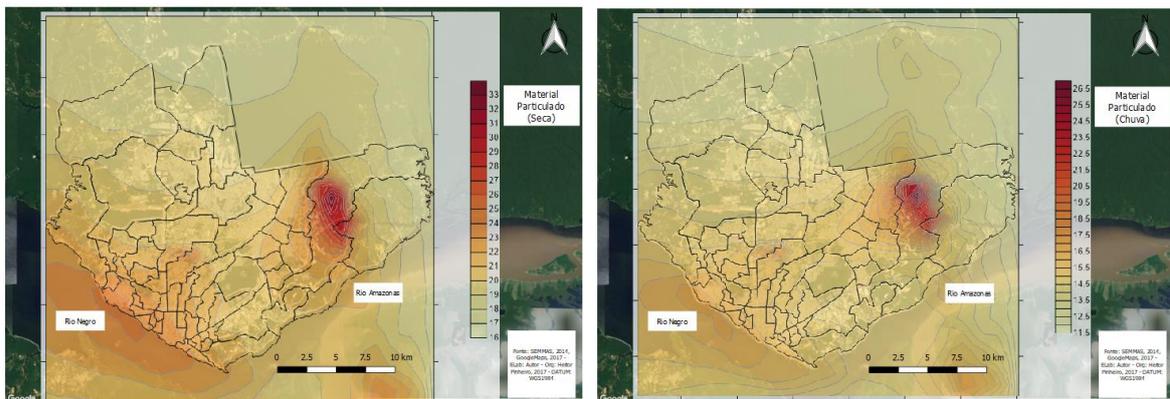
pesca, sobretudo, porque este rio funciona como importante reservatório de pescado que abastece a cidade de Manaus.

As concentrações máximas observadas para ambas as estações são muito similares, mas sofrem leve incremento na estação seca ( $33\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Figura 32). Essa região da cidade é densamente povoada, possui inúmeros problemas de ordem social, com habitações precárias e edificadas em áreas de invasão, sem planejamento urbano.

Os serviços públicos de transporte de passageiros e cargas são intensos, com modais convencionais por ônibus em volume superior às demais zonas da cidade. É servida por um terminal de integração física e apresenta forte adensamento de veículos em suas vias nos horários de pico (MANAUSTRANS, 2017).

De certa forma, esses agravantes comprometem a qualidade do ar e devem contribuir para elevar a concentração do MP nesta região.

**Figura 32. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Material Particulado (MP) em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para as estações chuvosa e seca, respectivamente.**



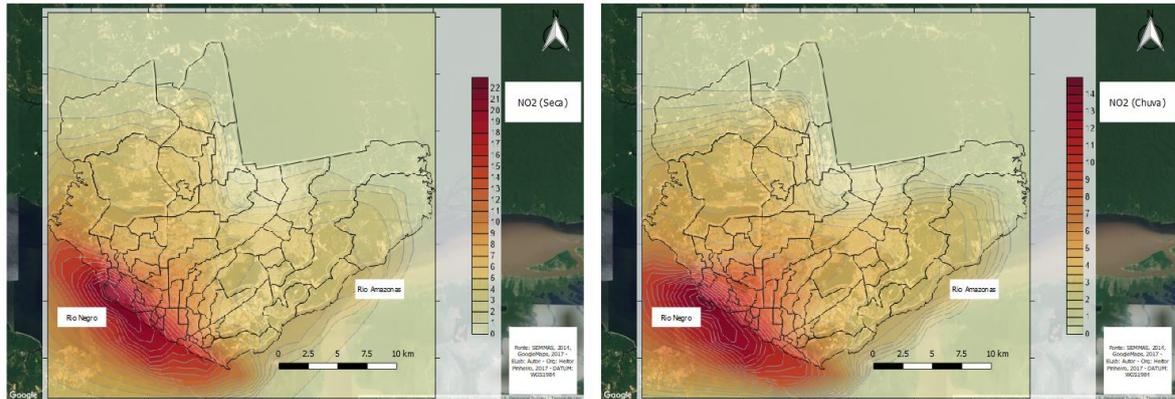
Fonte: TAPM (2014); elaborado pelo autor (2017)

Tanto os  $\text{NO}_x$  como o  $\text{NO}_2$  seguem a mesma tendência comportamental na espacialização. As diferenças novamente residem nos volumes das concentrações médias horárias entre as estações. O modelo simulou que no período das chuvas registra-se até 15 ppb de  $\text{NO}_2$  e 70 ppb de  $\text{NO}_x$ . Já na seca há um incremento e estimou-se até 23 ppb de  $\text{NO}_2$  e 100 ppb de  $\text{NO}_x$ , chegando a representar elevação da ordem de 53% e 42%, respectivamente (Figuras 33 e 34).

Esses gases seguem em direção a Zona Oeste da cidade e ao rio Negro. Esta zona é pouco populosa, tem duas Áreas de Preservação Permanente – APA em bom estado de uso e conservação. Nela há poucas ocupações irregulares e o ordenamento urbano segue padrões legais. Situa-se também, nesta zona, o aeroporto internacional com intenso tráfego de

aeronaves, cujas emissões não foram consideradas no presente trabalho. É considerada pelos instrumentos de desenvolvimento e controle urbano como área de transição entre o urbano e o rural.

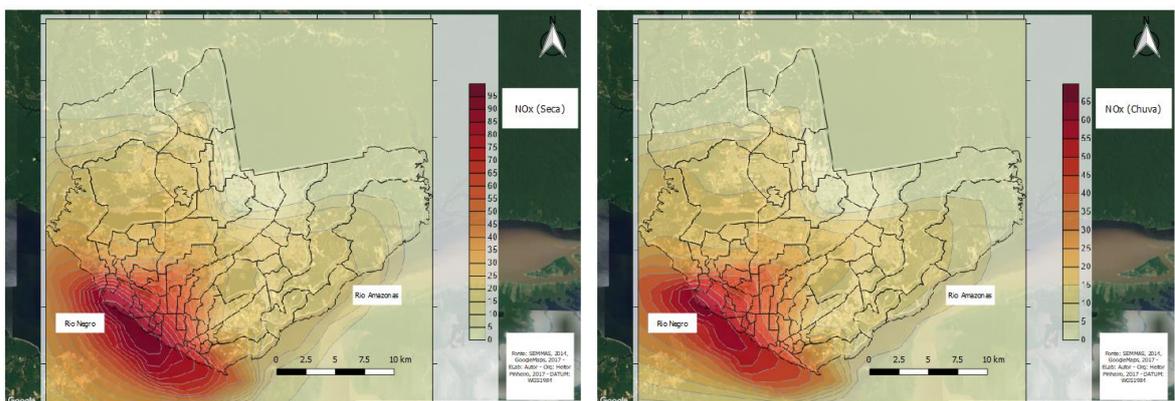
**Figura 33. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente.**



Fonte: TAPM (2014); elaborado pelo autor (2017)

Para além desta zona está localizado o rio negro. Nele, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável – RDS Tupé, importante área destinada ao turismo regional e o arquipélago de Anavilhanas – conjunto de ilhas fluviais preservadas por força de lei e submetidas à baixa pressão social. Ambas as unidades fazem parte do mosaico de áreas protegidas, em consonância com as terras indígenas, pertencentes ao Estado do Amazonas.

**Figura 34. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para os Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente.**



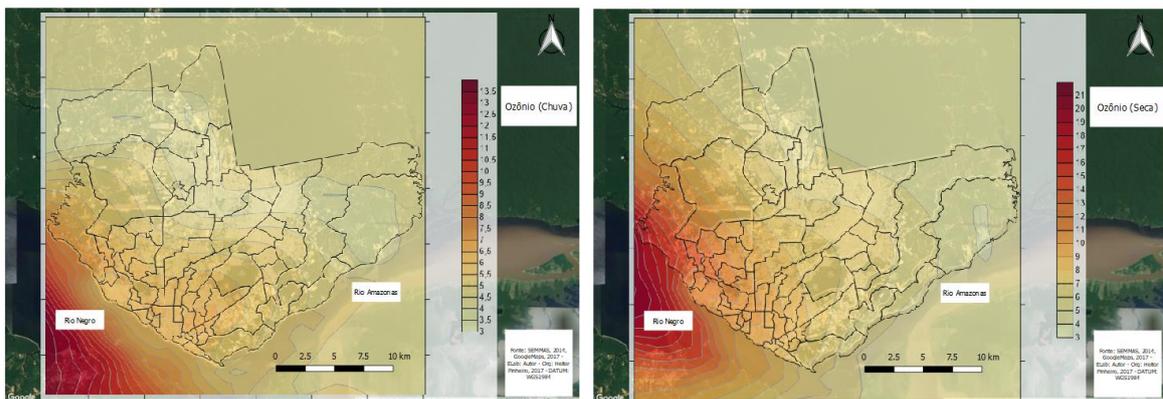
Fonte: TAPM (2014); elaborado pelo autor (2017)

A dispersão do O<sub>3</sub> troposférico seguiu o mesmo comportamento do NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, provavelmente porque é um poluente secundário, em estado gasoso, catalisado pela presença destes poluentes primários, entre outros, cujo processo fotoquímico requer, ainda, disponibilidade de radiação solar e umidade relativa.

A estação das chuvas parece dispersar mais rapidamente o  $O_3$ . O modelo estimou concentrações médias horárias de até 14 ppb, que rapidamente se deslocam para o rio Negro. Contudo, na estação seca o incremento foi da ordem 57% (22 ppb) (Figura 35). De certa forma, a dispersão mais lenta, nesta estação, mantém altas concentrações sobre a praia da Ponta Negra, que é um balneário popular acessível e bastante utilizado pelos moradores locais, sobretudo, aos domingos e feriados.

A zona Centro-Oeste também apresenta concentrações médias horárias de até 14 ppb na estação seca, o que representa o maior pico percebido na dispersão da estação chuvosa para a área estudada (Figura 35). Essa zona é bastante povoada, tem sérios problemas estruturais urbanos, sendo composta por moradias, em sua maioria, de ocupações irregulares.

**Figura 35. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Ozônio troposférico ( $O_3$ ) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente.**



Fonte: TAPM (2014); elaborado pelo autor (2017)

A maior preocupação reside no fato de ser o  $O_3$  um gás altamente prejudicial à saúde humana e a de animais domésticos de modo geral, o que desperta um olhar de alerta sobre a região e entorno, pois de forma similar ao MP, as concentrações de  $O_3$  seguem numa direção que pode sugerir a deposição sobre o rio Negro, afetando o ecossistema e alterando os hábitos culturais das comunidades ribeirinhas, como também acarretando danos às unidades de conservação que se encontram na sua trajetória.

### 3.5 CONCLUSÕES

O comportamento espaço-temporal para quatro poluentes foi estimado pelo modelo TAPM, a partir das emissões antrópicas oriundas da mobilidade urbana. A modelagem da qualidade do ar apresentou a dispersão para material particulado (MP), ozônio troposférico

(O<sub>3</sub>), dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e demais óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>). Os resultados foram modelados para a estação chuvosa e seca.

Observou-se, mas somente para o O<sub>3</sub>, a ultrapassagem dos limites de emissão legal para um único momento da série, em ambas as estações. Em todas as demais simulações, para outros poluentes, não houve ultrapassagem dos parâmetros legais.

Os NO<sub>x</sub> e NO<sub>2</sub> têm suas maiores concentrações estimadas para o horário noturno, por funcionar como agente catalisador de O<sub>3</sub> troposférico durante o dia. Aliás, as maiores concentrações deste gás (O<sub>3</sub>) foram registradas próximas ao horário de almoço, quando já passou o primeiro grande fluxo de veículos do início da manhã e quando elevados saldos de radiação e umidade relativa do ar estão disponíveis à superfície.

Preocupa ainda, o fato das maiores concentrações de NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> se registarem durante a noite, pois grande volume de veículos pesados só podem circular, por força de lei, durante este turno.

Já o MP parece apresentar uma distribuição regular durante as 24 horas do dia, com maiores concentrações em períodos caracterizados durante ou imediatamente após o intenso tráfego de veículos, nos picos observados no começo da manhã e no início da noite.

Quanto à dispersão espacial observa-se que todos os poluentes, com exceção do MP, seguem em direção à zona oeste da cidade e ao rio Negro, obedecendo ao escoamento superficial atmosférico traçado pela climatologia de circulação atmosférica e comprovada por anotações da estação experimental do INPA.

Não se sabe se haverá deposição seca ou úmida sobre essa região, mas o comportamento de dispersão segue nesta direção. Essa região é pouco povoada, tem ordenamento urbano considerado adequado e para além das fronteiras da cidade há áreas protegidas criadas sob a configuração de conservação e/ou proteção. Entretanto, antes de atingir este destino as concentrações elevadas destes poluentes passam pela zona centro-oeste. Esta sim, relativamente bem povoada com residências precárias, caracterizada por uso e ocupação irregular do terreno.

Nesta região da zona oeste também está localizada a praia da Ponta Negra. É um importante balneário popular e de uso massificado aos fins de semana e feriados pela população da cidade. Nessa praia já foram realizados eventos públicos em que foi registrada a presença de aproximadamente 300 mil pessoas.

O MP, entretanto, se dispersa em sentido contrário aos demais poluentes seguindo em direção à zona leste e ao rio Amazonas. Esta região é densamente povoada, mas de infraestrutura urbana precária. Está localizada em uma espécie de vale topográfico. De um lado é limitada pelo rio Amazonas e áreas do entorno, onde está localizado o PIM e do outro, pela Reserva Adolfo Ducke, cuja área é administrada pelo INPA e funciona como campo de pesquisa científica. É uma zona submetida a fortes pressões de ordem social e fundiária urbana.

### 3.6 BIBLIOGRAFIA CITADA

- AIRES, C. B. e 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
- ARB – *Air Resources Board*. Disponível em <http://www.arb.ca.gov/research/aaqs/no2-rs/no2-rs.htm>. Acesso em 17 jul 2015.
- BECKX, C.; PANIS, L. I.; VEL, K. V. D.; ARENTZE, T.; LEFEBVRE, W.; JANSSENS, D.; WETS, G. The contribution of activity-based transport models to air quality modelling: a validation of the ALBATROSS-AURORA model chain. *Science of the Total Environment*, 407, 3814-3822. 2009.
- BEELEN, R.; HOEK, G.; BRANDT, P.; GOLDBOHM, R. A.; FISCHER, P.; SCHOUTEN, L. J.; JERRET, M.; HUGHES, E.; ARMSTRONG, B.; BRUNEKREEF, B. Long-Term of Traffic-Related Air Pollution on Mortality in a Dutch Cohort (NLCS-AIR Study). *Environmental Health Perspectives*. Vol. 16, nº 2: 196-202. 2008
- BORREGO, C.; MONTEIRO, A.; FERREIRA, J.; MIRANDA, A. I.; COSTA, A. M.; CARVALHO, A. C.; LOPES, M. Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment. *Environment International*. 34: 613.620. 2008
- BRASIL. Decreto 99.247 de 11 de maio de 1990. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1990-1994/D99247.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99247.htm). Acesso em 26 set 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. 2011
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar – PRONAR. Disponível em [http://www.mma.gov.br/estruturas/163/\\_arquivos/pronar\\_163](http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/pronar_163). Acesso em 26 set 2017.
- BRAUER, M.; HOEK, G.; VLIET, P. V.; MELIEFSTE, K.; FISCHER, P.; WIJGA, A.; KOOPMAN, L. P.; NEIJENS, H. J.; GERRITSEN, J.; KERKHOF, M.; HENRICH, J.; BELLANDER, J.; BRUNEKREEF, B. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med*. Vol 166. Pp. 1092-1098. 2002.
- BRETSCHNEIDER, B; KURFURST, J. *Air Pollution Control Technology*, Amsterdam-Oxford-New York, Elsevier. 1987.
- CETESB, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo. 2009.

- CONAMA, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resoluções do CONAMA 1984-2008. 2ª Ed. Brasília. 2008.
- CORREIA, A. R. F. Avaliação de desempenho de modelos de qualidade do ar. Dissertação apresentada ao departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. 2012.
- DUTRA, J. Relação entre O<sub>3</sub> troposférico e CO sobre áreas de floresta e pastagem a partir de sondagens AQUA. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Clima e Ambiente – CLIAMB do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA para a obtenção do grau de mestre em Clima e Ambiente: 88. 2012.
- EDER, B.; KANG, D.; MATHUR, R.; PLEIM, J.; YU, S.; SCHERE, K. Na operational evaluation of the Eta-CMAQ air quality forecast model. *Atmospheric Environment*, 40, 4894-4905. 2006.
- FARQUHAR, G. S.; VON ACEMMERER, S.; BERRY, J. A biochemical model of photosynthetic CO<sub>2</sub> assimilation in leaves of C<sub>3</sub> species. *Planta*, Berlin, v. 149, p. 78-90. 1980.
- FEEMA, FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. Relatório Anual da Qualidade do Ar. Rio de Janeiro-RJ. 2003.
- GOKHALE, S.; RAOKHANDE, N. Performance evaluation of air quality models for predicting PM10 and PM2.5 concentrations at urban traffic intersection during winter period. *Science of the Environment*, 394, 9-24. 2008.
- GUENTHER A.; ZIMMERMAN P.; HARLEY P.C. Isoprene and Monoterpene. Emission Rate Variability: Model Evaluations and sensitivity Analyses. *Journal of Geophysical Research*, 98, D7, 12609-12617. 1993.
- GUENTHER, A.; BAUGH, B.; BRASSEUR, G.; GREENBERG, J.; HARLEY, P.; KLINGER, L.; SERCA, D.; VIERLING, L. Isoprene emission estimates and uncertainties for the Central African EXPRESSO study domain. *Journal of Geophysical Research*, 104, 30625–30639. 1999.
- GUENTHER, A.; HEWITT, C. N.; ERICKSON, D.; FALL, R.; GERON, C.; GRAEDEL, T.; HARLEY, P.; KLINGER, L.; LERDAU, M.; MCKAY, W. A.; PIERCE, T.; SCHOLLES, B.; STEINBRECHER, R.; TALLAMRAJU, R.; TAYLOR, J.; ZIMMERMAN, P. A global model of natural volatile organic compounds emissions. *Journal of Geophysical Research*, 100, 8873–8892. 1995.
- HOEK, G.; BRUNEKREEF, B.; GOLDBOHM, S.; FISCHER, P.; BRANDT, P. A. V. D. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study: 1203-1209. 2002.
- HURLEY, P. The Air Pollution Model (TAPM) Version 2 – Part 1: Technical Description, CSIRO – Atmospheric Research. 2002.
- HURLEY, P.; PHYSICK, W. L.; LUHAR, A. K.; EDWARDS, M. The Air Pollution Model (TAPM) Version 3 – Part 2: Summary of some verification Studies. CSIRO – Atmospheric Research. 2005.
- IDAD, Instituto do Ambiente e Desenvolvimento. Estudo de Impacte na qualidade do ar do Projeto da Central de Ciclo Combinado de Pego. IMA 24.02-02/10, Aveiro. 2002.
- IDAD, Instituto do Ambiente e Desenvolvimento. Programa De Monitorização da Qualidade do Ar, Poluentes ao nível do Solo e Comportamento dos Aterros/Biogás da ETRS da Meia Serra IMA 20.04-03/15, Aveiro. 2004.

- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas Amazonas. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acessado em 07 Nov 2017.
- KIRCHHOFF, V. W. J. H.; MARINHO, E. V. A. Surface Carbon Monoxide Measurements in Amazonia. *Journal Geophysical Research*. 95: 16.933-16.943. 1990.
- KIRCHHOFF, Volker W. J. H. Surface Ozone Measurements in Amazonia. *Journal Geophysical Research*. 93:1469-1476. 1988.
- LOGAN, J. A.; PRATHER, M. J.; WOFSY, S. C.; MCELROY, M. B. Tropospheric Chemistry: A Global Perspective. *Journal Geophysical Research*. 86: 7.210-7.254. 1981.
- LOGAN, Jennifer A. Tropospheric Ozone: Seasonal Behavior, Trends, and Anthropogenic Influence. *Journal Geophysical Research*. 90: 10.463- 10.482. 1985.
- LONGO, K. M.; THOMPSON, A. M.; KIRCHHOFF, V. W. J. H.; REMER, L. A.; FREITAS, S. R.; DIAS, M. A. F. S.; ARTAXO, P.; HART, W.; SPINHIRNE, J. D.; YAMASOE, M. A. Correlation between smoke and tropospheric ozone concentration in Cuiabá during Smoke, Clouds, and Radiation – Brazil (SCAR-B). *Journal Geophysical Research*. 104: 12.113-12.129. 1999.
- MANAUSTRANS, Superintendência Municipal de Trânsito. Comunicação pessoal. 2017.
- MARTINS P., VALENTE J., PAPOILA A.L., CAIRES I., ARAÚJO-MARTINS J., MATA P., LOPES M., TORRES S., ROSADO-PINTO J., BORREGO C., ANNESI-MAESANO, I., NEUPARTH N. Airways Changes Related to Air Pollution Exposure in Wheezing Children. *European Respiratory Journal*. 39, 2, 246-253. doi: 10.1183/09031936.00025111. 2012
- MIRANDA A.I., FERREIRA J., SILVEIRA C., RELVAS H., DUQUE L., ROEBELING P., LOPES M., COSTA S., MONTEIRO A., GAMA C., Sa E., BORREGO C., TEIXEIRA J.P. A cost-efficiency and health benefit approach to improve urban air quality. *Science Of The Total Environment*. 569, 342-351. (see details). 2016.
- MONTEIRO, A. Desenvolvimento de um sistema de avaliação e previsão da qualidade do ar para Portugal. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutoramento em Engenharia do Ambiente: 203. 2007.
- MOREIRA, A. Curso de Poluição Atmosférica na Indústria do Petróleo. Rio de Janeiro: Universidade Corporativa da Petrobrás, 2004.
- MOSLEY, S. The chimney of the world: a history of smoke pollution in Victorian and Edwardian Manchester. Cambridge. White Horse Press. 2001.
- NETO, S. V.; SILVA, C.; MOREIRA, Carmen M.; MARQUES, M. C. Inventário de emissões de compostos orgânicos voláteis biogênicos pela floresta de Trás-os-Montes e Alto Douro, norte de Portugal. *Scientia Forestalis*. Piracicaba, n. 76, p. 35-44. 2007.
- PARK, I-S.; LEE, S.; KIM, C.; YOO, C.; LEE, Y. Simulating Urban-Scale Air Pollutants and Their Predicting Capabilities over the Seoul Metropolitan Area. *Journal of the Air and Waste Management Association*, Volume 54, Number 6. 2004.
- POPE, C. A. & DOCKERY, D. W. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 56: 709-742. 2006.
- RIBEIRO I., MONTEIRO A., FERNANDES A.P., MONTEIRO A.C., LOPES M., BORREGO C., MIRANDA A.I. Air quality modelling as a supplementary assessment method in the framework of the

European Air Quality Directive. *International Journal Of Environment And Pollution*. 54, 2-4, 262-270. 2014.

RIBEIRO, C. I. L. Aplicação de um Modelo Meteorológico e de Qualidade do Ar a Portugal. Dissertação apresentada ao departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. 2005.

RIBEIRO, I. Análise de Previsão da Qualidade do Ar em Portugal Continental durante 2007 – 2008. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de mestre em Engenharia do Ambiente: 75. 2008.

SANTANA, E.; CUNHA, K. B.; FERREIRA, A. L.; ZAMBONI, A. Padrões de qualidade do ar: experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente. 2012.

SEINFELD, J. e PANDIS, S. Atmospheric Chemistry and Physics. From air pollution to climate change. Wiley Interscience, New York, USA 1326 pp, ISBN 0-471-17815-2. 2006.

SMTU, Superintendência Municipal de Transportes Urbanos. Comunicação pessoal. 2016.

SOUSA, P. Simulação da qualidade do ar para Portugal com o modelo TAPM. Dissertação apresentada ao departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. 2008.

TORO, Maria Victoria G.; LAZARO, V.; CREMADES, O.; RAMIREZ, John Jairo B. Inventário de Emissiones Biogenicas em ell Valle de Aburrá. *Revista Ingeniería y Gestión Ambiental*. Universidad Pontificia Bolivariana. Vol. 17, No. 32-33. 2001.

UNECE, United Nations Economic Comission for Europe. Disponível em: >> [www.unece.org](http://www.unece.org). Acessado em 04 set 2017. 2004.

UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 2004/107/CE. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2005:023:0003:0016:PT:PDF>. Acesso em 26 set 2017. 2004.

UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 2008/50/CE. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex%3A32008L0050>. Acesso em 26 set 2017. 2008.

VALENTE J., MONTEIRO A., LOPES M., MARTINS P., MIRANDA A., NEUPARTH N., BORREGO C. Asthmatic Children Exposure and Inhaled Dose of PM, O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>. *Epidemiology*. 19, 6, S298-S298. 2008.

VEROCAI, I. Licenciamento Ambiental em Unidades Industriais, Belém. 2007.

**4 IMPACTOS NA QUALIDADE DO AR EM DOIS CENÁRIOS DE  
EMISSÃO: UM TENDENCIAL E OUTRO SOB INTERVENÇÕES  
URBANAS NA CIDADE DE MANAUS**

---

#### **4 IMPACTOS NA QUALIDADE DO AR EM DOIS CENÁRIOS DE EMISSÃO: UM TENDENCIAL E OUTRO SOB INTERVENÇÕES URBANAS NA CIDADE DE MANAUS**

O Plano Setorial de Transporte e Mobilidade Urbana para Mitigação da Mudança do Clima - PSTM lançado em 2013 tem por objetivo propor medidas que sejam capazes de reduzir as emissões de gases de efeito estufa e local da ordem de 36,1% a 38,9% em relação ao esperado para o ano de 2020. Esse compromisso foi firmado voluntariamente pelo governo federal junto a Convenção-Quadro das Nações Unidas para a Mudança do Clima – CQNUMC, em 2010.

De certa forma, o PSTM foi elaborado concomitantemente com a Política Nacional de Mobilidade Urbana – PNMU, editada pela Lei 12.587 de 03/12/2012. A PNMU em seu artigo 24 definiu o Plano de Mobilidade Urbana como instrumento dessa política e obrigou os municípios com mais de 20 mil habitantes a implementá-lo até 2015. Para os municípios a elaboração do plano deveria estar pautada nos princípios, diretrizes e objetivos da PNMU para que a construção de suas políticas locais de mobilidade urbana refletisse a oportunidade de se promoverem os propósitos da Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC, já que remetem a instrumentos promotores de acessibilidade às cidades, passíveis de reduzir o consumo de energia, a emissão de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos (BRASIL, 2013).

Assim, a lei ordinária 2.075 de 29/12/2015 instituiu o Plano de Mobilidade Urbana de Manaus – PlanMob como cumprimento às previsões contidas na PNMU. Essa lei, além de instituir o PlanMob, estabeleceu diretrizes para sua implementação, acompanhamento, monitoramento, avaliação e revisão periódica de suas proposições. Mas, também definiu os objetivos estratégicos, programas e instrumentos de gestão necessários a sua execução.

O PlanMob traz um breve relato histórico da evolução urbana da cidade e do sistema viário, depois faz a caracterização do transporte público, detalha a infraestrutura e os modais de mobilidade. Assim, conclui a fase de diagnóstico.

Após o diagnóstico projeta variáveis socioeconômicas, avalia demandas e as viagens necessárias para satisfazer as previsões, para, em seguida, avaliar a mobilidade do prognóstico e dos cenários futuros. Seus resultados são obtidos a partir do modelo de simulação de redes de transporte, com suporte de software de transporte empregado (Transcad).

Adiante apresenta a estruturação do transporte coletivo e propõe a reconfiguração do sistema viário, a fim de embasar o cenário de intervenção com melhorias, como ideal a ser perseguido em vários anos horizontes até atingir o ano de 2035.

Ao final avalia cada uma das alternativas: i) cenário de referência ou tendencial, considerado como o atual sem sofrer qualquer intervenção futura, definido como Cenário 1 no PlanMob e, ii) cenário de melhorias, considerando intervenção no sistema de viário e reestruturação do transporte coletivo, denominando-o de Cenário 2 no PlanMob. Por fim, apresenta suas diretrizes gerais para a execução da política de mobilidade urbana e seus desdobramentos.

Neste sentido, este capítulo, para atender ao último objetivo da tese, buscará comparar os resultados obtidos por modelagem da qualidade do ar estimada para o Cenário 1 (de referência ou tendencial) e o Cenário 2 (de melhorias).

#### **4.1 MATERIAIS E MÉTODOS**

Para realizar o comparativo entre os cenários foi necessário modelar a qualidade do ar utilizando o modelo TAPM, cujas especificidades e descrição estão contidas no capítulo 2 deste trabalho. Foram comparados os resultados da qualidade do ar para dois cenários, tendo como foco o ano-horizonte de 2035. Assim, foi analisada a dispersão espaço-temporal para quatro poluentes: material particulado (MP), ozônio troposférico ( $O_3$ ), dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ) e demais óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ).

O primeiro cenário aqui denominado de cenário de referência ou tendencial caracteriza-se pela manutenção da evolução de todas as variáveis sem qualquer intervenção no sistema.

Todos os dados e informações necessários à modelagem da qualidade do ar – entradas do modelo - para o cenário de referência estão descritos no capítulo 2 desta tese, mas possuem embasamento na descrição contida no capítulo 1, como segue: o processo histórico de desenvolvimento urbano e do sistema de transportes da cidade de Manaus, além da evolução da frota, da demografia e as estimativas de emissões dos poluentes atmosféricos da mobilidade urbana, assim como a metodologia de cálculo.

A dispersão espaço-temporal dos quatro poluentes analisados, como resultado da modelagem da qualidade do ar – saídas do modelo - foi apresentada no capítulo 2 e será

utilizada para representar este cenário em 2035, uma vez que ainda que a frota de veículos cresça na mesma proporção observada nas últimas décadas, adotar-se-á como premissa que a evolução tecnológica a acompanhará do mesmo modo. Neste cenário o PlanMob aponta leve redução das emissões de veículos do ciclo otto, mas incremento nas emissões dos veículos do ciclo diesel. Por tudo isso, compreende-se que ocorrerá compensação de emissões entre os ciclos.

O segundo cenário ou cenário de melhorias caracteriza-se por intervenção tanto no sistema viário, com a abertura de novas vias, assim como a complementação e a comunicação entre outras já existentes, mas também com a reestruturação do transporte coletivo, inclusive com a implantação de novos equipamentos urbanos e terminais de integração. Este cenário de intervenção é a proposição contida no PlanMob, ali denominado de Cenário 2.

Na primeira parte, a proposta emerge com uma reconfiguração da malha viária, capaz de atender a demanda e criar novas necessidades de deslocamentos, de maneira a atender também às diretrizes e aos objetivos específicos contidos no Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus, instituído pela Lei Complementar 002 de 16/01/2014 em seus incisos I e II do artigo 18 e inciso VII do artigo 62.

De acordo com o PlanMob (2015, p. 222):

[...] As vias propostas, além de resolverem as questões pontuais de fluidez, se constituem como componentes fundamentais de uma rede de eixos de integração e estruturação urbana. Em alguns casos foram propostas vias completamente novas; em outros, as obras são apenas elos de ligação entre avenidas existentes que, articuladas a essas últimas, configuram novos eixos viários em escala metropolitana. (PlanMob, 2015, p. 222).

Para a consecução das propostas foi elaborado diagnóstico e recepcionada a análise e comentários dos técnicos do sistema público de desenvolvimento e controle urbano: trânsito, transporte e urbanismo. Para o total das intervenções foram acolhidas propostas de obras em fase final ou em projeto de dois entes federados: Município e Estado.

Esse conjunto de intervenção viária foi denominado de Eixo de Estruturação Urbana. Esse conjunto forma 11 eixos, sendo: Norte-Sul; Leste-Oeste; Leste-Oeste Paralelo; Diagonal Noroeste-Sudoeste; Diagonal Sudoeste-Nordeste; Segunda Norte-Sul; Terceira Norte-Sul; Arco Central; Arco Leste; Oeste-Centro; e, Grande Perimetral. Em todos os eixos há intervenção que interconectam eixos viários já existentes ou projetam novas vias. A título de balanço deverão ser construídos 133,42 km de intervenções em novas vias e 147,68 km em vias já existentes, perfazendo uma extensão total de 281,1 km.

Contudo, nesta proposta também há diretrizes para a recuperação de calçadas, para o transporte hidroviário e para a implantação da malha cicloviária. A intenção é constituir um conjunto de vias cicláveis integrando os bairros aos terminais de integração ou ao território urbano de modo a totalizar 190 km de ciclo faixas.

Entretanto, para o cumprimento destas propostas é necessária a articulação entre as pastas municipais e estaduais, assim como a criação de programas e projetos que deem vazão às ações, caracterizando-se, sobretudo, como mudança paradigmática do processo de gestão.

Na segunda parte o PlanMob propõe mudanças estruturais baseadas na concepção do Plano Operacional para o Transporte Coletivo de Manaus, elaborado em 2011 pela Superintendência Municipal de Transporte Urbanos (SMTU), mas o atualiza em vias das modificações da rede de transporte coletivo que ocorreram neste período.

A intervenção está basicamente pautada na implantação de corredores do BRT (*Bus Rapid Transit*) ou Transporte Rápido por Ônibus, dos corredores preferenciais e dos novos equipamentos de integração. BRT é “um sistema de transporte coletivo de passageiros que proporciona mobilidade urbana rápida, confortável, segura e eficiente por meio de infraestrutura segregada com prioridade de ultrapassagem, operação rápida e frequente” (PlanMob, 2015, p. 194).

Três tipologias de linhas conhecidas como tronco-alimentadoras devem ser massificadas: eixos BRT, troncais e alimentadoras. O BRT deverá ser constituído por uma ampla rede integrada dividida em dois grandes eixos denominados norte-sul e leste-centro, a fim de satisfazer as necessidades de deslocamento das zonas mais populosas da cidade. As linhas troncais ligam terminais de integração a regiões atratoras de viagens e utilizam, sempre que possível, os corredores preferenciais. As linhas alimentadoras interligam bairros aos terminais de integração. Entretanto, em menor número, com o intuito de complementar a rede, serão mantidas umas poucas linhas radiais e diametrais, que têm seu ponto de controle em terminais de integração ou nas estações de conexão a serem criadas pelo modal BRT.

O eixo BRT norte-sul terá uma extensão de 30 km e o eixo leste-centro de 19,6 km, perfazendo um total de 49,6 km. Os corredores preferenciais somarão 39,7 km e serão segregados de vias já existentes, mas não indica se novas faixas carroçáveis serão construídas. Assim a rede de eixos estruturais totalizará 89,3 km, que de acordo com o PlanMob, garantirá a operação do transporte com qualidade e eficiência. Porém, aponta em suas diretrizes a necessidade de estudos mais detalhados referente ao transporte ferroviário urbano, em médio

e longo prazo, a fim de se verificar a viabilidade de implantação, mas com integração aos outros modais.

No que tange aos novos equipamentos de integração, o PlanMob propõe a construção de cinco novos terminais de integração e cinco estações de conexão do BRT. Dessa forma, serão 10 terminais de integração distribuídos estrategicamente pela cidade, com o objetivo de reduzir o carregamento de linhas de ônibus para a região central da cidade.

Neste cenário de melhorias o PlanMob aponta um volume de redução nas emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos da ordem de 10,9%, considerados os modais individuais e coletivos, em relação ao cenário de referência. Dessa forma, realizou-se nova rodada de simulações com o modelo TAPM, alimentando-o com todas as entradas anteriormente requeridas e reduzindo-se as emissões em 10% a fim de adequar às previsões do PlanMob.

## 4.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O TAPM foi realimentado para uma nova rodada de simulações, considerando a metodologia descrita na seção 3, a descrição do cenário de melhorias descrito neste capítulo e a redução da ordem de 10% nas emissões de poluentes atmosféricos.

Os resultados obtidos no cenário de melhoria serão comparados ao cenário de referência, descrito na seção 3. Para tal, foram extraídas as médias das concentrações médias horárias para o mês de fevereiro, para caracterizar a estação chuvosa, e, para o mês de agosto, a seca, considerando a mesma coordenada geográfica (Estação Experimental do INPA).

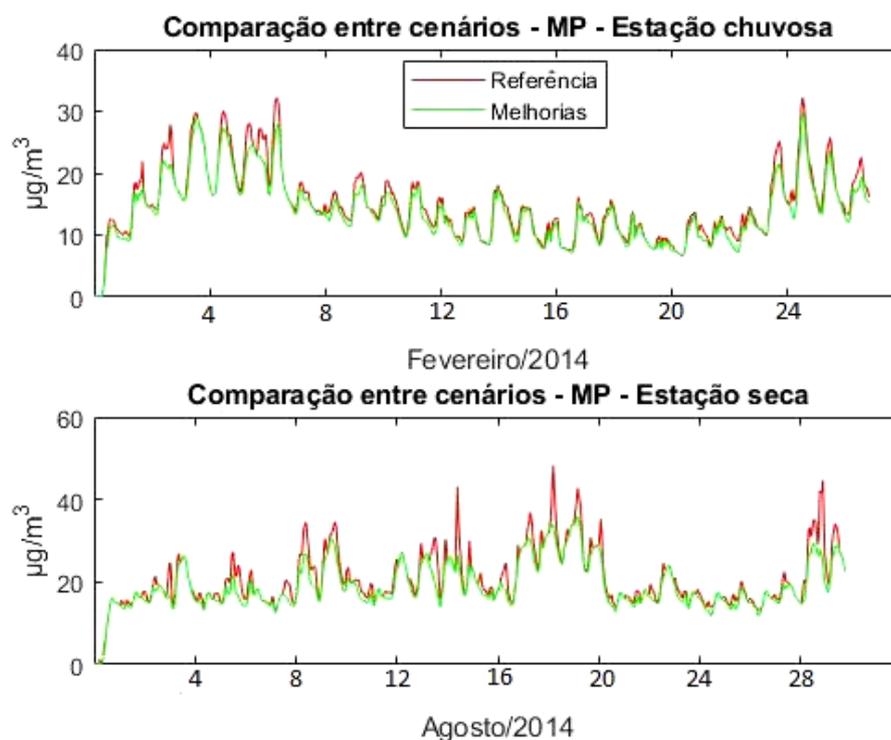
Os poluentes comparados foram: material particulado (MP), ozônio troposférico ( $O_3$ ), dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ) e demais compostos nitrogenados ( $NO_x$ ).

Entre todos os poluentes analisados, o MP apresentou a menor amplitude na série quando comparados os dois cenários. Entre as duas estações a menor amplitude foi verificada para a estação chuvosa (Figura 36).

No cenário de melhorias observa-se que os máximos estimados foram de  $29,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (estação chuvosa) e  $33,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (estação seca). Entretanto, para as mesmas datas e horas, o cenário de referência estimou máximos de  $32,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $48,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para as estações chuvosa e seca, respectivamente (Figura 36). Quando comparados os máximos entre os dois

cenários observa-se menor amplitude para a estação chuvosa. Contudo, não houve ultrapassagem dos limites legais em nenhuma simulação.

**Figura 36. Comparação espectral do MP para ambas as estações, entre os dois cenários.**



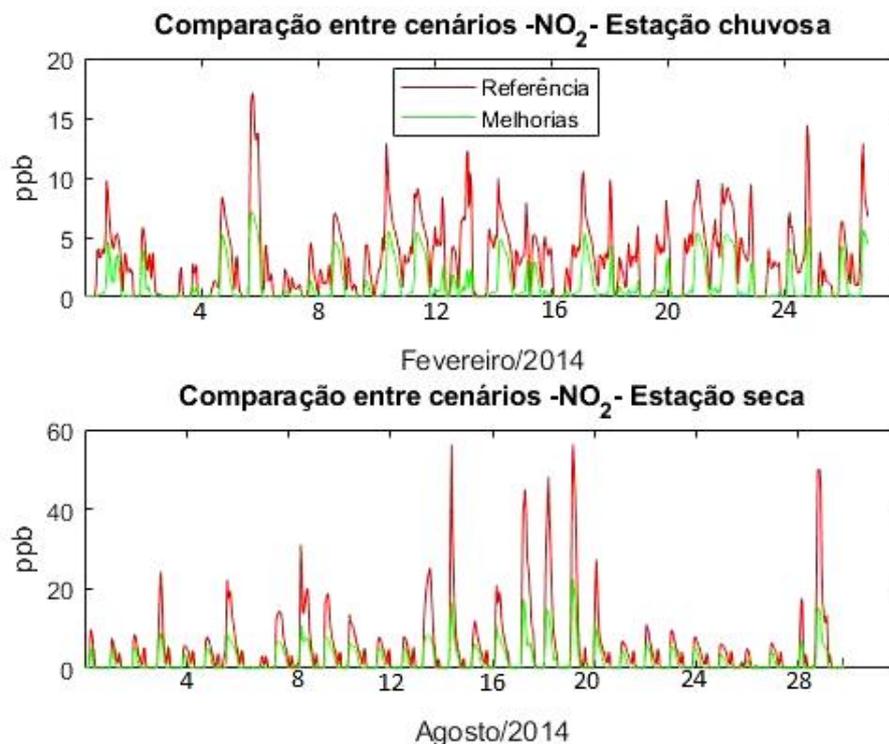
Fonte: elaborado pelo autor (2017)

As concentrações médias foram de 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 20,83  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para as estações chuvosa e seca do cenário de referência e 13,95  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 19,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para as estações chuvosa e seca do cenário de melhorias. Desta forma, pode-se afirmar que cenário de melhorias representou uma redução média de 8% nas concentrações de MP para ambas as estações.

Observando a Figura 37 que apresenta os resultados obtidos para  $\text{NO}_2$  não há como identificar visualmente em qual das estações a amplitude foi menor, muito embora o comportamento espectral do cenário de melhorias para a estação seca pareça ser mais previsível e regular que as demais, com frequência quase periódica.

Os máximos estimados para a estação chuvosa foi de 17,15 ppb e 7,14 ppb e para a estação seca 56,39 ppb e 22,38 ppb, para os cenários de referência e melhorias, respectivamente, considerando os mesmos dias e horários. Não houve ultrapassagem dos limites legais em nenhuma das estimativas (Figura 37).

**Figura 37. Comparação espectral do NO<sub>2</sub> para ambas as estações, entre os dois cenários.**



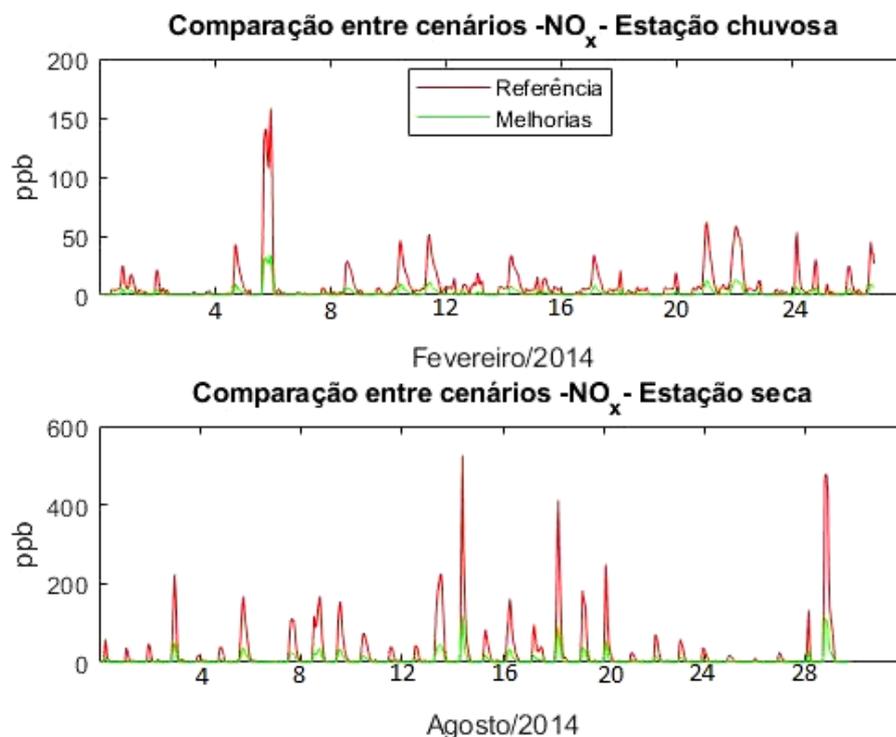
Fonte: elaborado pelo autor (2017)

As concentrações médias estimadas foram de 3,22 ppb e 1,03 ppb para a estação chuvosa e 5,07 ppb e 1,93 ppb para a estação seca, nos cenários de referência e melhorias, respectivamente. Assim, analisados os dois cenários e ambas as estações, percebe-se uma redução entre 62% a 68% deste poluente no cenário de melhorias.

Na Figura 38 apresenta as simulações para NO<sub>x</sub> nos dois cenários, contemplando as duas estações. Do ponto de vista espectral as séries do cenário de melhorias são mais atenuadas e mais regulares que as séries do cenário de referência. Evidentemente, que os maiores valores de concentrações foram estimados para a estação seca com pouco mais 100 ppb em quatro momentos diferentes.

Para o cenário de referência, os máximos estimados foram de 158,21 ppb (estação chuvosa) e 526,05 ppb (estação seca). Para o cenário de melhorias estes máximos foram menores 29,97 ppb (estação chuvosa) e 118,23 ppb (estação seca) representando uma redução de aproximadamente 80%, em ambas as estações (Figura 38).

**Figura 38. Comparação espectral do NO<sub>x</sub> para ambas as estações, entre os dois cenários.**



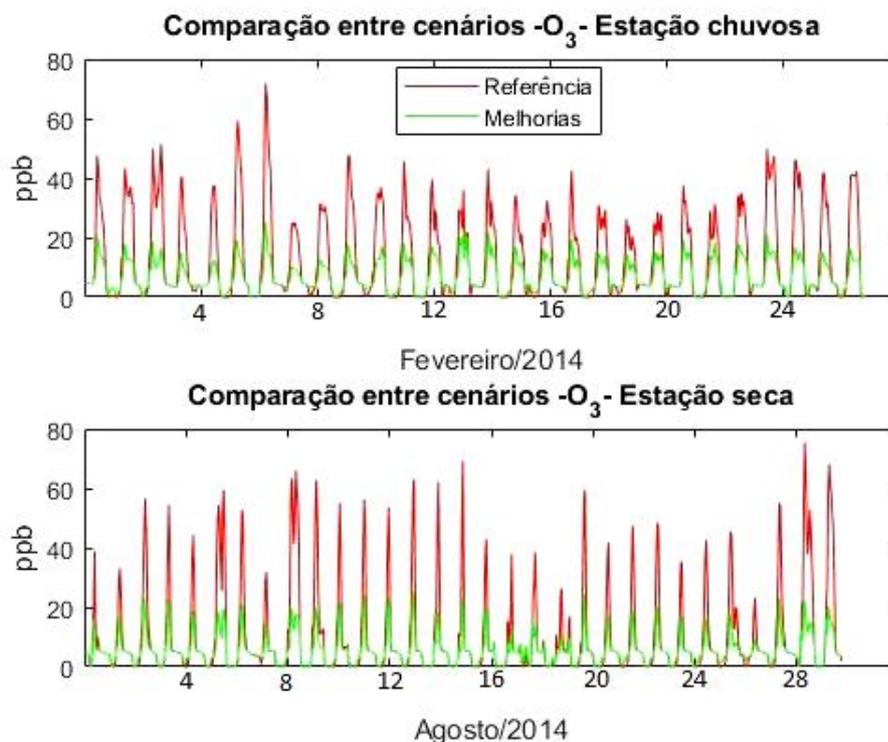
Fonte: elaborado pelo autor (2017)

As médias extraídas para os dois cenários também sugerem uma redução de 80% para a melhor projeção. Na estação chuvosa as médias das concentrações de NO<sub>x</sub> foram de 8,61 ppb e 1,63 ppb para os cenários de referência e melhorias, respectivamente. Da mesma forma, as médias para a estação seca foram de 25,08 ppb e 5,34 ppb para os citados cenários e na mesma ordem.

A comparação para O<sub>3</sub> troposférico está apresentada na Figura 39. O comportamento espectral para ambos os cenários e estações é bem similar, com certa regularidade, diferenciando apenas a amplitude. Para o cenário de melhorias não foi detectada nenhuma ultrapassagem dos limites legais. Entretanto, para o cenário de referência estimou-se, para dois momentos distintos, valores de concentrações de 72,09 ppb (estação chuvosa) e 75,47 ppb (estação seca), ultrapassando os limites da recomendação contida na Resolução CONAMA 03/90.

O cenário de melhorias registrou uma redução média das emissões da ordem de 48% para ambas as estações. As concentrações médias estimadas para o cenário de referência foram de 13,24 ppb (estação chuvosa) e 10,58 ppb (estação seca) e no cenário de melhorias foram de 6,89 ppb (estação chuvosa) e 5,58 ppb (estação seca) (Figura 39).

**Figura 39. Comparação espectral do O<sub>3</sub> troposférico para ambas as estações, entre os dois cenários.**



Fonte: elaborado pelo autor (2017)

A amplitude observada entre o pico dessas concentrações máximas do cenário de referência com as estimativas para o mesmo horário no cenário de melhoria foi de 65%.

### 4.3 CONCLUSÕES

Foram simulados dois cenários com o objetivo de realizar comparações das estimativas da qualidade do ar entre ambos, por meio de modelagem, para o ano de 2035.

O primeiro cenário, ou cenário de referência, restou caracterizado como o atual sem qualquer intervenção no sistema. Para tal, foram adotados os resultados obtidos no capítulo 2, uma vez que as projeções de frota evoluam do mesmo modo que vem se comportando nos últimos anos, adotou-se como premissa que a evolução tecnológica a acompanharia, tudo de acordo com as previsões contidas no PlanMob.

O segundo cenário, ou cenário de melhorias, foi caracterizado pelas proposições de intervenção do sistema viário e na reestruturação do sistema de transporte coletivo, conforme descrito no PlanMob.

Dentre as sugestões do PlanMob constam a proposta de criação de 5 novos terminais de integração e 5 estações de conexão que interligam o BRT aos demais modais. Entretanto, vale ressaltar que Manaus conta com o sistema de bilhetagem eletrônica implantado desde 2007. Esse sistema permite a integração temporal. Assim, o usuário portador do cartão inteligente, estudante ou não, pode realizar a integração com outra linha dentro de um determinado tempo-limite. Essa tecnologia reduz os deslocamentos negativos.

Provavelmente, a abertura dos terminais de integração existentes, assim como a não construção dos novos equipamentos de integração propostos no PlanMob, em consonância com a universalização da bilhetagem eletrônica reduziriam as emissões de gases de efeito estufa e local, uma vez que, diminuiriam os deslocamentos negativos e a demanda de viagens para certos pontos. Porém, seria necessário refazer o planejamento de transporte no que concerne à frequência de horário e frota projetados para certas linhas.

Possivelmente a qualidade do ar melhoraria muito mais, pois os resultados estimados para o cenário de intervenções (melhorias) provavelmente reduziram e com isso os impactos seriam menores.

Por outro lado, este cenário de intervenções não considerou o transporte hidroviário culturalmente presente na identidade local e capaz de reduzir a demandas por outros modais e integrar a cidade com a região metropolitana.

De todo modo, o PlanMob prevê a redução de apenas 3% nas emissões dos gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos no transporte individual para o ano de 2035. Isso significa dizer que em suas proposições não há convencimento suficiente para que as políticas de transporte coletivo sejam, de fato, prioritárias.

Quanto aos poluentes aqui analisados, sabe-se que os resultados modelados não avaliam outras fontes. Desta forma, não há como afirmar se os limites de emissão de certos poluentes estão em consonância com as normas. Seria, então, necessário modelar a qualidade do ar, incluindo também, as emissões antropogênicas da indústria, do transporte hidroviário (intermunicipal e interestadual), das usinas térmicas, quando porventura estiverem em operação e as emissões residenciais. Estas últimas devem ser menos representativas que regiões subtropicais ou temperadas, porque não há queima de lenha em lareiras.

#### 4.4 BIBLIOGRAFIA CITADA

BRASIL, Ministério das Cidades e Ministério dos Transportes; Plano Setorial de Transporte e Mobilidade Urbana para Mitigação da Mudança do Clima - PSTM. 2013.

MANAUS, Lei Ordinária nº 2075 de 29/12/2015. Institui o Plano de Mobilidade Urbana de Manaus - PLANMOB-Manaus - e estabelece as diretrizes para o acompanhamento e monitoramento de sua implementação, avaliação e revisão periódica. Disponível em <https://leismunicipais.com.br/a2/am/m/manaus/lei-ordinaria/2015/208/2075/lei-ordinaria-n-2075-2015-institui-o-plano-de-mobilidade-urbana-de-manaus-planmob-manaus-e-estabelece-as-diretrizes-para-o-acompanhamento-e-monitoramento-de-sua-implementacao-avaliacao-e-revisao-periodica>. Acesso em 15 jan 2018.

MANAUS, Plano de Mobilidade Urbana – PlanMob. Disponível em <http://smtu.manaus.am.gov.br/planmob/>. Acesso em 07 dez 2017.

BRASIL. Lei nº 12.587 de 03/01/2012. Institui a Política Nacional de Mobilidade Urbana – PNMU. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/). Acesso em 07 nov 2017.

BRASIL, Lei nº 12.187 de 29/12/2009. Institui a Política Nacional de Mudanças Climáticas – PNMU. Disponível em <http://www.mma.gov.br/clima/politica-nacional-sobre-mudanca-do-clima>. Acesso em 07 nov 2017.

## 5 CONCLUSÕES GERAIS

Foram estimadas as emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos oriundos da mobilidade urbana na cidade de Manaus, para a situação atual e para um cenário de melhoria. Os resultados de emissão de poluentes atmosféricos foram rateados e serviram de dados de entrada no modelo de qualidade do ar TAPM.

Os resultados da estimativa de emissões permitem concluir que as emissões de GEE/GEL vêm diminuindo nos últimos anos, muito embora a frota de veículos venha crescendo em ritmo exponencial. A esse fato creditam-se como responsáveis a implementação de fases mais rigorosas do PROCONVE e PROMOT, assim como a mistura de etanol anidro à gasolina pura.

Os resultados obtidos por modelagem indicam uma forte tendência dos poluentes se deslocarem em direção a zona oeste e ao rio Negro, obedecendo a climatologia de circulação atmosférica esperada para a região. Com exceção do material particulado, cujo comportamento de dispersão, seguiu em sentido contrário, provavelmente aproveitando o pequeno vale de igarapés que existe entre a Reserva Adolpho Ducke e o PIM.

Apenas o  $O_3$  troposférico teve seu limite de emissão legal ultrapassado para uma hora para dois momentos e em simulações para estações diferentes. Entretanto, quando modelado o cenário de melhorias, proposto nesta tese com base no PlanMob, os limites mantiveram-se em padrões aceitáveis.

O comportamento temporal dos poluentes analisados também foi condizente com o esperado, de acordo com as condições meteorológicas. O maior pico de  $O_3$  troposférico foi estimado para o intervalo do almoço, quando o primeiro grande fluxo de tráfego rodoviário já ocorreu no início da manhã e as maiores disponibilidades de radiação solar e umidade estão disponíveis. Portanto, catalisadores essenciais para a sua formação.

Os  $NO_x$  e  $NO_2$  tem as suas maiores concentrações distribuídas durante o horário noturno porque durante o dia auxiliam na formação de  $O_3$ . Contudo, o MP tem uma distribuição quase que linear em todo o ciclo diário de 24 horas, com as maiores concentrações registradas logo após os momentos de pico no trânsito.

No cenário de melhorias com intervenção no sistema viário e sistema de transporte coletivo, estimaram-se resultados mais adequados, de acordo com as recomendações da OMS e que atendem a legislação vigente. Todavia, não foi contemplada nenhuma proposta de

adoção de modal ferroviário urbano ou submetida ao uso de biocombustíveis e/ou energia elétrica na frota do transporte público.

A título de prosseguimento de pesquisa, sugere-se:

Modelar a qualidade do ar da cidade de Manaus considerando outras fontes pontuais de emissão, como o Distrito Industrial e as Termelétricas, se e/ou quando estiverem ligadas.

Considerar, no cenário de melhorias, intervenções de transporte de massa ferroviário urbano, como o metrô.

Considerar a adoção de biocombustíveis na frota do transporte público e o uso sistemático de veículos movidos à energia elétrica ou a tecnologia de combustíveis híbridos.

Comparar as emissões da navegação urbana entre o cenário atual e um cenário de adoção deste modal para o transporte de massa intenso.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, L. V. Os historiadores e os rios: natureza e ruína na Amazônia brasileira. Brasília: UnB. 1999.

AMAZONAS, Departamento Estadual de Trânsito do Amazonas (DETRAN-AM). Dados da evolução da frota de veículos automotores de Manaus. Comunicação pessoal. 2016.

LOPES M., FERREIRA J.; VALENTE J., RELVAS H., PIMENTEL C., NEUPARTH N., BORREGO C. Qualidade do Ar, Exposição e Saúde Humana em Zonas Urbanas Industrializadas. Universidade de Aveiro. 2013.

OLIVEIRA, J. P. V. de. Manaus: Plano Diretor e expansão urbana. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade e Cultura na Amazônia. Manaus: Universidade Federal do Amazonas. 2002.

SARGES, M. N. Belém: riquezas produzindo a Belle-Époque (1870-1912). Belém: Paka-Tatu. 2000.

MANAUS, Secretaria Municipal de Transportes Urbanos (SMTU). Dados do Sistema de Transporte Coletivo Público Urbano. Comunicação pessoal. 2016.

TUAN, Y. Topofilia: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. Londrina: Eduel. 2012.

VILLAÇA, F. As Ilusões do Plano Diretor. São Paulo: USP. 2005.