



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Análise de Deslocamento dos Poluentes de Emissões na Cidade de Manaus, Brasil

Jurandir Dutra¹, Hélder Relvas², Geise Canalez³, Heitor Pinheiro⁴, Andrea Waichman⁵, Myriam Lopes⁶

¹Dr. em Ciências Ambientais, Professor Adjunto I, Unidade Acadêmica da Faculdade de Estudos Sociais, Campus Setor Norte, Universidade Federal do Amazonas, Av. General Rodrigo Otávio, 6200, Coroado I CEP, 69080-900, Manaus, Amazonas, (92) 98210-2062. jurandir.dutra@gmail.com (autor correspondente). ²Dr. em Engenharia do Ambiente, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193, Aveiro, Portugal. + 351 918 505 835. helder.relvas@ua.pt. ³Dra. em Ciências Ambientais, Professora Colaboradora, Unidade Acadêmica da Faculdade de Ciências Agrárias, Campus Setor Sul, Universidade Federal do Amazonas, Av. General Rodrigo Otávio, 6200, Coroado I CEP, 69080-900, Manaus, Amazonas, (92) 98189-3226. gcanalez@ufam.edu.br. ⁴M.Sc. em Ciências Ambientais, Centro de Ciências do Ambiente, Campus Setor Sul, Universidade Federal do Amazonas, Av. General Rodrigo Otávio, 6200, Coroado I CEP, 69080-900, Manaus, Amazonas, (92) 98820-3070. pinheiro.heitor@gmail.com. ⁵Dra. em Biologia de Água Doce e Pesca Interior, Professora Associada IVI, Unidade Acadêmica Instituto de Ciências Biológicas, Campus Setor Sul, Universidade Federal do Amazonas, Av. General Rodrigo Otávio, 6200, Coroado I CEP, 69080-900, Manaus, Amazonas, (92) 99989-2091. awaichman@gmail.com. ⁶Dra. em Ciências Aplicadas ao Ambiente, Professora Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193, Aveiro, Portugal. + 351 961 905 977. myr@ua.pt

Artigo recebido em 07/02/2018 e aceito em 14/12/2018

RESUMO

O setor de transporte é importante emissor de gases poluentes para atmosfera, sobretudo, devido ao uso de combustíveis fósseis em sua matriz energética. Em face do incentivo ao crédito nas últimas gestões do governo federal e o sucateamento do transporte público, a frota veicular das cidades brasileiras cresceu exponencialmente e, por conseguinte, as emissões de gases nocivos. Em Manaus, capital do Estado do Amazonas, esse fenômeno também se replicou. Nesse sentido, este trabalho objetivou modelar a qualidade do ar a partir das emissões de gases de efeito local da mobilidade urbana e analisar o comportamento espaço-temporal dos poluentes, de modo oferecer um instrumento balizador na construção de políticas públicas com vistas ao bem estar social. O modelo adotado foi o TAPM, considerado adequado para simulações de meso-escala em três dimensões. Este modelo contém uma base meteorológica global, com informações orográficas, entre outras, necessárias às aplicações iniciais da modelagem e foi alimentado com as estimativas de emissões calculadas pelos autores com base nos protocolos do IPCC. Os resultados apontam um comportamento de dispersão para todos os poluentes, como esperado, obedecendo a circulação atmosférica prevista, com exceção do material particulado, cuja trajetória é inversa. A distribuição horária dos poluentes é coerente com o tráfego intenso de veículos, sobretudo, nos períodos de pico e com as condições meteorológicas da região. Desta forma, pôde-se afirmar que o ozônio troposférico, gás altamente impactante na saúde humana, atravessa zonas populosas de Manaus, deslocando-se para fora da área urbana em direção ao rio Negro (Leste-Oeste).

Palavras-Chave: Poluição Atmosférica; Mobilidade Urbana; Gases de Efeito Local; Ozônio Troposférico.

Analysis of the Displacement of Emissions Pollutants in the Manaus city, Brazil

ABSTRACT

The transport sector is an important emitter of polluting gases to the atmosphere, mainly due to the use of fossil fuels in its energy matrix. In the face of incentive to credit in the last administrations of the federal government and the scrapping of public transport, the vehicular fleet of Brazilian cities has grown exponentially and with these emissions of harmful gases. In Manaus, Amazonas state capital, this phenomenon also replied. Therefore, this study aimed to model the air quality from the emission site gases of urban mobility and analyze the spatiotemporal behavior of pollutants in order to provide a beacon instrument in the construction of public policies aiming at social welfare. The model adopted was the TAPM, considered suitable for meso-scale simulations in three dimensions. This model contains a global meteorological base, with orographic information, among others, required for the initial applications of the modeling and feded with the estimations of emissions calculated by the authors based on the IPCC protocols. The results show a behavior for all pollutants dispersion, as expected, following the atmospheric circulation, with the exception of particulate matter, whose trajectory is inversely. The hourly pollutant distribution is consistent with the heavy traffic of vehicles, especially in peak periods and with weather conditions in the region. In this way, one could say that the tropospheric ozone, highly impactful gas on human health, runs through heavily populated areas of Manaus, moving out of the urban area towards the Negro river (East-West).

Key words: Atmospheric pollution; Urban mobility; Local Effect Gases; Ozone Tropospheric.

Introdução

A poluição do ar é um fato antigo ligado, sobretudo, às atividades antrópicas modernas (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 baseado no consumo.

Embora a poluição atmosférica não seja somente resultado da ação do ser humano, a sua contribuição foi primordial para acelerá-la. Por conseguinte, seus efeitos no ambiente geram problemas de ordem política, social e econômica.

Em alguns países mais industrializados o conceito de poluição atmosférica já esteve 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 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.

Segundo a legislação brasileira, meio ambiente é o “conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas” (Lei 6.938/81, consolidada pela Lei 7.804/89). A Resolução Conama nº 03 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 [...] ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade”.

Este mesmo amparo legal atribui aos estados o monitoramento da qualidade do ar. Os 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.

Os poluentes são classificados como primários ou secundários, sendo os primários de emissão direta, enquanto os secundários são consequência de reações químicas e/ou

fotoquímicas, como o ozônio troposférico que tem precursores em hidrocarbonetos antropogênicos ou biogênicos e, também nos óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO), entre outros, cujo processo de formação e extinção está associado, ainda, à presença de radiação ultravioleta e umidade (Logan, 1985; MCT, 2006).

Determinar a qualidade do ar de uma região requer o monitoramento de um grupo de poluentes, seja pela sua ocorrência, ou por seus efeitos adversos. Contudo, instrumentos de auxílio são fundamentais, como estação de coleta de dados meteorológicos e desenvolvimento de modelos para prever as dispersões dos poluentes, com o menor desvio possível, e resultados mais próximos ao comportamento real.

Dessa forma, este trabalho se propôs a analisar a dispersão espaço-temporal de poluentes atmosféricos oriundos dos transportes na cidade de Manaus com uso de modelagem matemática.

Materiais e Métodos

O estudo foi desenvolvido em duas partes: i) realização de cálculos das emissões estimadas de gases de efeito local do setor de transportes de Manaus para o ano de 2014, com base na abordagem *bottom-up* (IPCC, 2006) para alimentar o modelo TAPM; e, ii) implementação de rodadas de simulações no modelo TAPM, para projetar o cenário de dispersão espaço-temporal dos poluentes.

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, com base na distribuição da precipitação mensal acumulada. As saídas do modelo estão expressas em concentrações medidas em partes por bilhão (ppb) ou microgramas por metro cúbico (µg/m³), dependendo do poluente.

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 interações atmosféricas. Essas equações e algoritmos simulam a dispersão e as reações químicas. 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 instrumento efetivo para monitorar a qualidade do ar, assim como, auxiliam como

indicadores na construção de políticas públicas de saúde e mobilidade urbana.

Os modelos meteorológicos para realizar prognóstico carecem 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. Ainda, recebem *input* que contenham a orografia da área a ser analisada, as localizações e parametrizações de limites e/ou obstruções ou barreiras.

Para validar seus resultados, faz-se uso de medidas pontuais de estações experimentais. Evidentemente, por se tratar de uma ferramenta de previsão matemática, os modelos revelam algumas discrepâncias para mais ou para menos, em relação às condições reais, obtidas em um ponto, geralmente fixo. Mas, de certa forma esses erros de previsão tem diminuído, embora não cessem, uma vez que certos parâmetros são desprezados ou minimizados durante o processo, seja por falta de informações mais precisas, seja pela própria limitação da ferramenta.

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 com informações *default*. 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, 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 modelagem. 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 incompreensível para a seu componente vertical (v), mas também equações escalares para a umidade específica em consonância com a temperatura potencial (Hurley, 2002).

A componente meteorológica baseia-se na resolução da equação da continuidade de um fluido incompreensível, mas inclui parâmetros relativos aos processos físicos condizentes com a formações de nuvens de chuva, atributos do uso do solo, turbulência e os fluxos de radiação. No que tange à componente de poluição, o TAPM usa a meteorologia e a turbulência para resolver a equação de prognóstico euleriana numa malha e num modelo langrangiano. A equação de previsão de concentrações é similar à equação da temperatura potencial e da umidade específica que inclui a advecção, a difusão e termos relativos às reações químicas e às emissões dos poluentes. Estas equações foram descritas e detalhadas em trabalhos apresentados por Ribeiro (2005) e Sousa (2008), entre outros.

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.

Para validação 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 experimentais localizadas na área interna do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA, em Manaus. Para ozônio (O_3), material particulado (MP) e dióxidos de nitrogênio – (NO_2) não houve

validação devido a inconsistência dos dados - falhas na série amostral e registros sem intervalo regular confiável. Entretanto, O TAPM foi validado por vários estudos. Estes, comprovaram coerência nos resultados tanto para a componente meteorológica como para as de transporte e dispersão atmosférica (Park *et al.*, 2004, Ribeiro, 2005; Sousa, 2008; Correia, 2012, Miranda *et al.*, 2016).

Emissões antrópicas da mobilidade urbana: abordagem *bottom-up*

Esse método foi empregado no cálculo dos gases de efeito local para o ano de 2014, abordagem esta, recomendada por ser a mais abrangente. As dificuldades encontradas estão referendadas no 1º Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários publicado em 2011 pelo governo brasileiro. Desta forma, inventariou-se as emissões de substâncias como o monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não-metânicos (NMHC), aldeídos (RHCO), óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP).

Equação Geral

As emissões foram 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_{poluente}/km)

Frota circulante

A frota circulante foi classificada em veículos do ciclo otto¹ e do ciclo diesel, sendo estratificada por tipo de combustível adotado (gasolina automotiva ou gasolina C, etanol

¹ 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.

hidratado e biodiesel). 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 (MMA, 2011), uma vez que na base de dados fornecida pelo Departamento Estadual de Trânsito (Detran-AM) não havia esta classificação.

Intensidade de Uso

É uma variável dependente de vários fatores socioeconômicos que 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 Balanço Energético Nacional (BEN) (MME, 2010; MMA, 2011). Com base na quilometragem por litro (km/L) e na intensidade de uso de referência (km/ano) estimou-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 médios de emissão dos poluentes regulamentados pelo 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, disponibilizados pela CETESB (2009) em seus relatórios de qualidade do ar e apontam para fatores mais próximos da realidade brasileira (MMA, 2011; Vianna *et. al.*, 2009).

Emissões biogênicas de compostos orgânicos voláteis pela floresta do entorno 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, dado em face à densidade florestal em regiões montanhosas ser parecida com a densidade observada na região modelada.

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

$$(Eq. 1) \quad ER_i = \sum (LAI_j \times I_{ij}), \text{ dado em:}$$

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

$$LAI_j = \text{m}^2$$

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

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

$$(Eq. 2) \quad I_{ji} = I_{ijs} \times CL \times CT, \text{ dado em:}$$

I_{ij} = Fluxo de isopreno para certa temperatura T(K) e PAR (μmol de fótons / 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.

$$(Eq. 3) \quad CL = \frac{(\infty_{L1} L)}{(\sqrt{1 + \infty^2 L^2})}$$

Onde:

L = Fluxo de radiação PAR ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
 A = 0,0027 – coeficiente empírico
 CL1 = 1,066 – coeficiente empírico

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

(Eq. 4)

$$T = \exp \left[\frac{C_{T1} \left(\frac{T - T_s}{RT_{ST}} \right)}{1} \right] + \exp \left[C_{T2} \left(\frac{T - T_u}{RT_s T} \right) \right]$$

Onde:

R = Constante dos gases perfeitos ($8,314 \text{ J K}^{-1} \text{mol}^{-1}$)

T = Temperatura da folha em K

$T_s = 303 \text{ K}$ – temperatura padrão da folha

$T_M = 314 \text{ K}$

$C_{T1} = 95000 \text{ J mol}^{-1}$

$C_{T2} = 230000 \text{ J mol}^{-1}$

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

$$(Eq. 5) \quad M = M_s \times \exp[\beta(T - T_s)], \text{ dado}$$

em:

M_s = Fluxo de emissão padrão de monoterpeno

β = Coeficiente que estabelece a dependência da emissão

T = Temperatura da folha em K

T_s = Temperatura padrão em 303 K

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

$$(Eq. 6) \quad NO = NO_{ZERO} \times \exp[0,071(T - T_s)],$$

dado em:

NO = Fator de emissão

NO_0 = Fator de emissão a temperatura padrão de 303

T = Temperatura da folha em K

O domínio da área estudada abrangeu 1600 km² com resolução espacial de 1x1 km². Foram considerados os 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 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.

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 monoterpeno, 19% de outros COV biogênicos e 5% de NO.

Quando avaliados os usos da terra, percebe-se: 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; em relação as florestas os valores foram próximos a 4.600 kg/h, sendo: 39% de monoterpeno, 35% de isopreno, 24% de outros COV e 2% de NO; para as espécies cultivadas as emissões foram de 2400 kg/h, distribuídas em 63% de outros COV, 29% de NO, 4% de isopreno e 4% de monoterpeno, representando maior emissão de outros compostos orgânicos voláteis e monóxido de nitrogênio em comparação às áreas de florestas.

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

Para tanto, adotaram-se as seguintes áreas e usos para o domínio modelado da cidade de Manaus, como referência, a fim de estimar as contribuições biogênicas: 80% de floresta densa, 10% 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.

Condições iniciais do modelo

Para alimentar o modelo, as emissões dos gases de efeito local estimadas pela abordagem *bottom-up* foram distribuídas (CO = 14.720 t/ano; MP = 571 t/ano; NHMC = 2.749 t/ano; NO_x = 21.674 t/ano; RCHO = 65 t/ano) 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 a ferramenta de análise de dados em sistema de informação geográfica (SIG) ArcGis® para 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 da cidade de Manaus.

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:

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

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

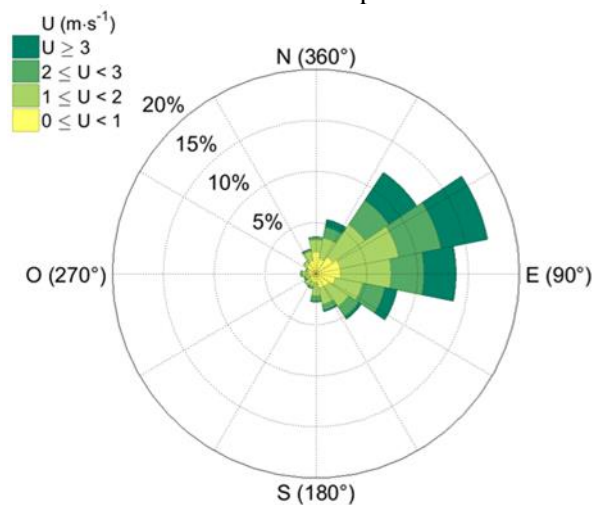
$$2.400 \text{ kg/h} = 2,4 \text{ ppb/h} \rightarrow 2,4 \times 0,1 = 0,24 \text{ ppb/h (culturas)}$$

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

Resultados e discussão

A circulação preferencial dos ventos a 10 metros de altura para a região de Manaus são

ventos soprando de nordeste no mês de fevereiro e de leste no mês de agosto (INMet, 2017). Essa tendência climatológica pode ser confirmada pela rosa dos ventos elaborada a partir dos dados



coletados na Estação Experimental do INPA, para ambas as estações (Figura 1). Observou-se que os ventos são predominantemente fracos, cujas direções estão de acordo com a climatologia.

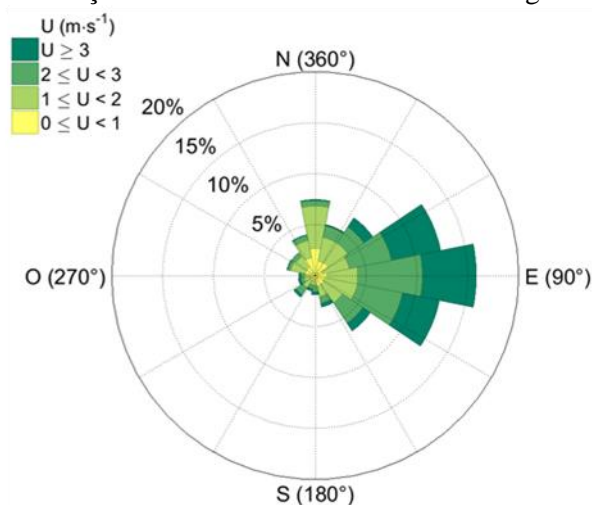


Figura 1. Intensidade e direção dos ventos para os meses de fevereiro e agosto, respectivamente. Fonte: Estação Experimental do INPA (2014)

Validação da componente meteorológica

O processo de validação das componentes do modelo se deu apenas para variáveis meteorológicas, em função da indisponibilidade dos dados 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 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 serem comparados tomando-se como referência a mesma área. Esses dois meses foram escolhidos por serem expressivos e característicos de suas respectivas estações sazonais.

A estação meteorológica do INPA está localizada na Área de Proteção Ambiental – APA

UFAM, criada pelo Decreto Municipal 1503 DE 27/03/2012 (MANAUS, 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 as 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 médias em torno de 4° C para a estação chuvosa e subestimou as mínimas em até 3°C para a estação seca. Entretanto, para a estação chuvosa a frequência de sobressaltos é perceptivelmente superior à detectada nas estimativas para a estação seca. Por outro lado, o comportamento das séries comparadas são similares, o que garante credibilidade aos resultados obtidos pelo modelo (Figura 2).

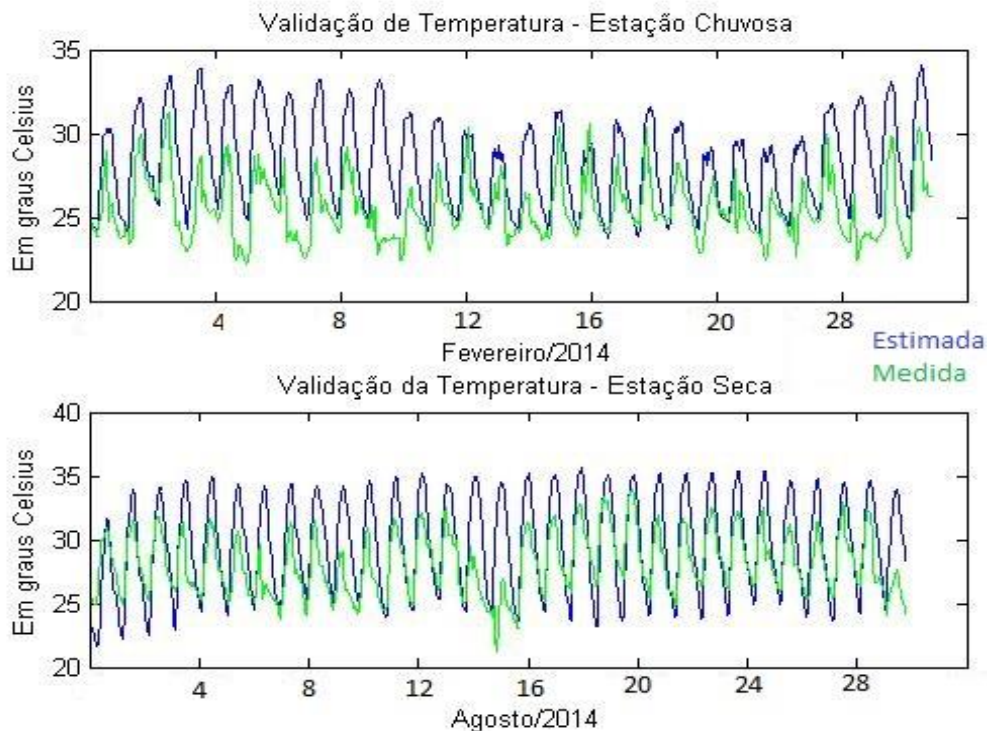


Figura 2. Comparativo entre as séries de temperatura medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.

Fonte: Estação Experimental do INPA (2014)

As Figuras 3 e 4 apresentam 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 3).

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. 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 4).

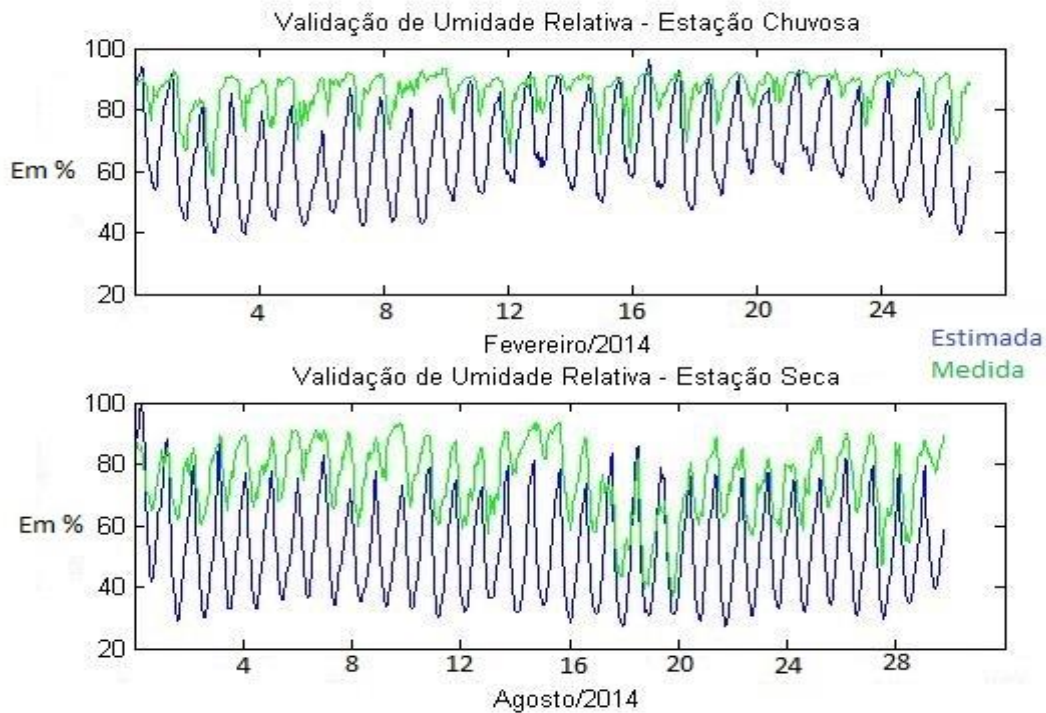


Figura 3. Comparativo entre as séries de umidade relativa do ar medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.

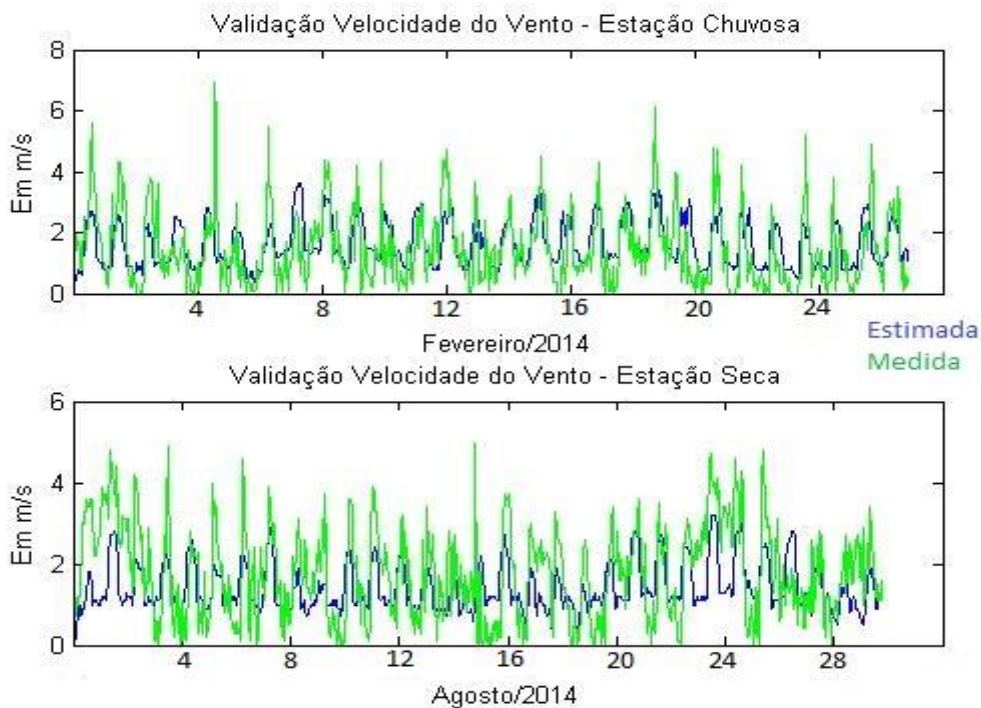


Figura 4. Comparativo entre as séries de velocidade do vento medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.

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 5).

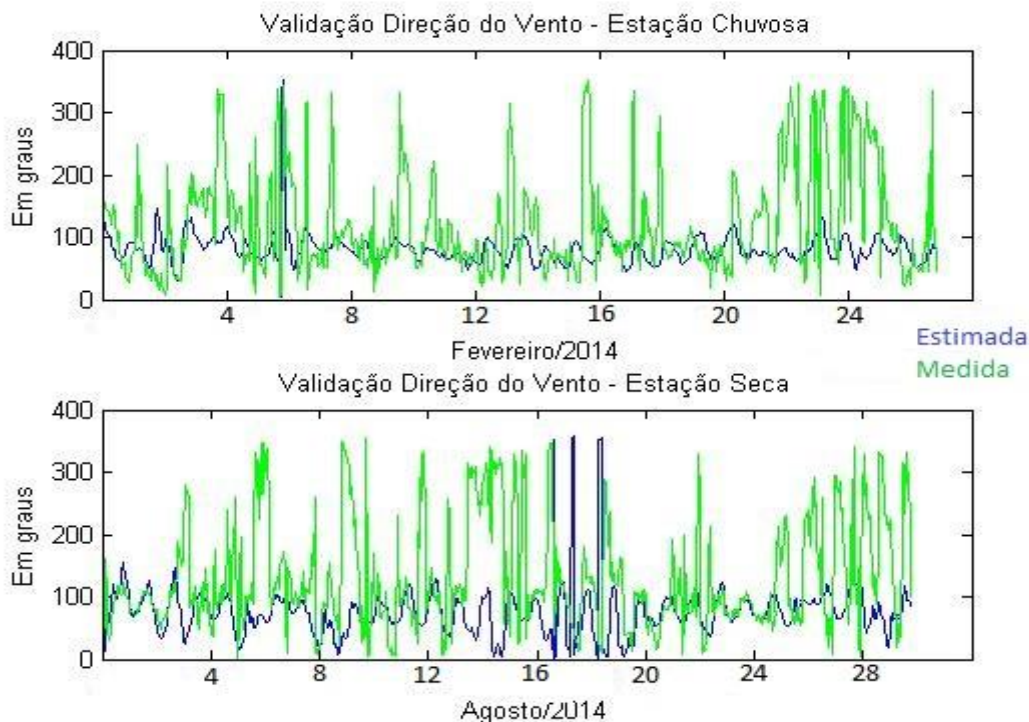


Figura 5. Comparativo entre as séries de direção do vento medida e estimada pelo TAPM para as estações chuvosa e seca.

Na Tabela 1, 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 e Raokhande, 2008; Ribeiro, 2008; Bedckx *et al*, 2009).

O Índice de Concordância (IOA) analisa a correlação entre séries temporais, estimadas 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 1).

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 a Tabela 1 nota-se que há mais proximidade entre as séries estimada e medida de temperatura e velocidade do vento e certo distanciamento nas estimativas de umidade relativa e a direção do vento.

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 a Tabela 1 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 1).

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 1. Indicadores de desempenho para as variáveis meteorológicas

Índices	Temperatura	Umidade relativa do ar	Velocidade do vento	Direção do vento
IOA	0,99	0,90	0,99	0,76
NM SE	8,34	137,60	7,89	336,53
BIA S	0,00	-0,02	0,00	-0,03
FB	0,08	-0,31	0,07	-0,47

Evolução Temporal das concentrações dos Poluentes

O modelo gerou resultados de dispersão para quatro poluentes: Material Particulado (MP), Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Dióxido de Nitrogênio (NO₂) e ozônio (O₃). As séries foram extraídas para as mesmas coordenadas da estação experimental do INPA (03°04' latitude sul e 59°57' longitude 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 do ano o comportamento é o mesmo. O modelo

estimou valores de pico de 21 µg/m³ na estação chuvosa e 50 µg/m³ 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 pela CETESB (2017) (120 µg/m³ em uma hora) (Figura 6).

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 20h00min e 06h00min.

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 (MMA, 2011).

Verificou-se que em fevereiro, na estação experimental do INPA, 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 não alteram a distribuição temporal diária (Figura 6).

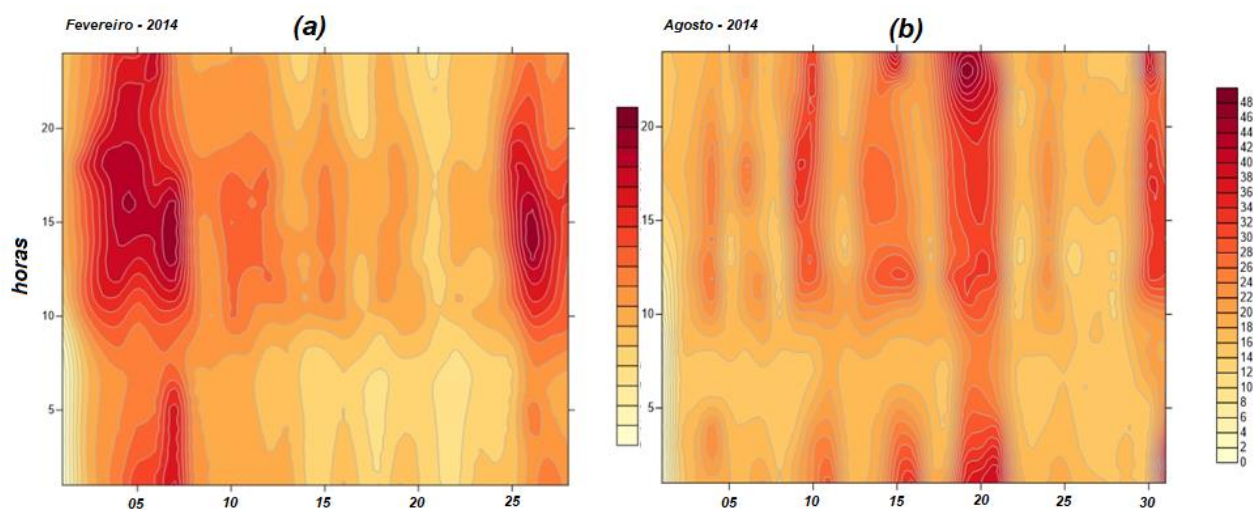


Figura 6. Variação temporal horária das concentrações de Material Particulado (MP) em µg/m³ simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa e seca junto a Estação Experimental do INPA.

Os compostos nitrogenados, em especial o NO₂, apresentam comportamento similar de

dispersão temporal diária. Entretanto, as concentrações na estação seca chegam a triplicar

em relação à chuvosa (Figuras 7 e 8). Com estes compostos ocorre o mesmo fenômeno observado no comportamento sazonal diário do MP (Figura 6). No período chuvoso as concentrações são bem menores. Isso significa que as chuvas reduzem a quantidade presente na atmosfera, lavando-a.

Os NO_x e NO_2 têm suas concentrações mais significativas no horário noturno porque durante o dia a fotoquímica atmosférica favorece o processo de formação e extinção de ozônio troposférico. Cabe salientar o aumento no volume de tráfego dos caminhões de carga no período noturno, por serem, legalmente, restringidos de circularem durante o dia.

As maiores concentrações estimadas para NO_2 foi da ordem de 18 ppb, na estação chuvosa e 56 ppb, na estação seca. Nenhuma das estimativas

extrapolou a regulamentação proposta pela CETESB (2017). Segundo essa norma as concentrações deste gás podem atingir até 130 ppb no intervalo de uma hora (Figura 7).

Não há nenhuma regulamentação de padrões-limites de emissão conjunta dos NO_x . O modelo estimou concentrações de até 150 ppb, na estação chuvosa e, até 540 ppb na estação seca (Figura 8).

As elevadas concentrações observadas entre os dias 06 e 07/02/2014 podem ser resultado de descargas elétricas decorrentes de convecções atmosféricas, cujo fenômeno é peculiar à estação (Figura 8).

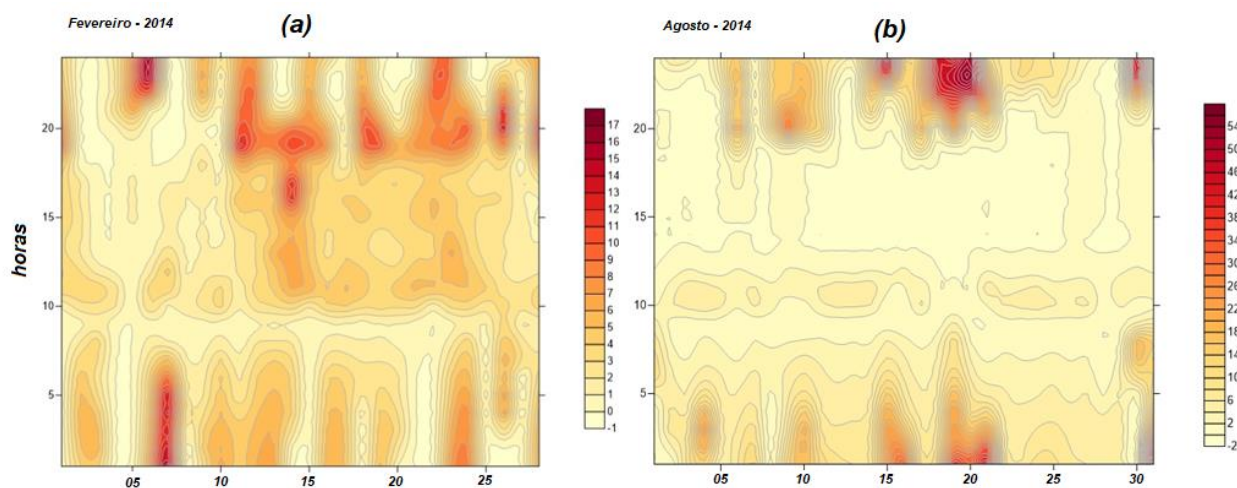


Figura 7. Variação temporal horária das concentrações de Dióxido de Nitrogênio (NO_2) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa e seca junto a Estação Experimental do INPA

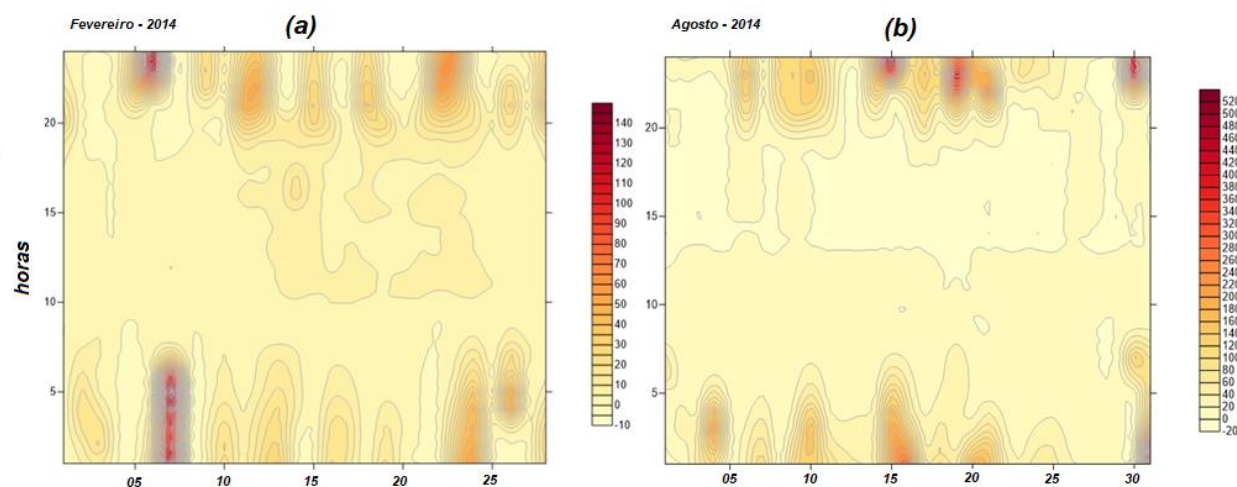


Figura 8. Variação temporal horária das concentrações de Óxidos de Nitrogênio (NO_x) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa e seca junto a Estação Experimental do INPA.

De maneira similar a produção de O_3 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 9 que as maiores concentrações de O_3 ocorrem nos horários de 11h00min a 13h00min.

A CETESB (2017) 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 12:00 h. O modelo estimou picos de até 75 ppb em ambas as estações (Figura 9). Entretanto, parece haver algum agente limitador do processo de produção de ozônio, pois no período seco as

concentrações atmosféricas de NO_2 são triplicadas e, no entanto, a formação deste poluente permanece nos mesmos limites.

Dutra *et al* (2014), analisou o processo de produção de O_3 a partir da queima de biomassa, por meio de dados remotos, sobre uma região do Estado do Mato Grosso, numa área centrada na cidade de Sinop, onde há fortes pressões agropecuárias, além de outras duas áreas no Estado do Amazonas: uma sob forte urbanização e outra de floresta equatorial com baixa mudança de uso da terra. O autor verificou coerência entre a série de emissões de monóxido de carbono (CO) e produção de O_3 . Comprovando que O_3 antecede ao CO como catalisador deste importante indicador das atividades humanas. No entanto, as concentrações de CO aumentavam, sobremaneira, no período das queimadas – de julho a setembro – embora os picos de O_3 não apresentassem o mesmo comportamento.

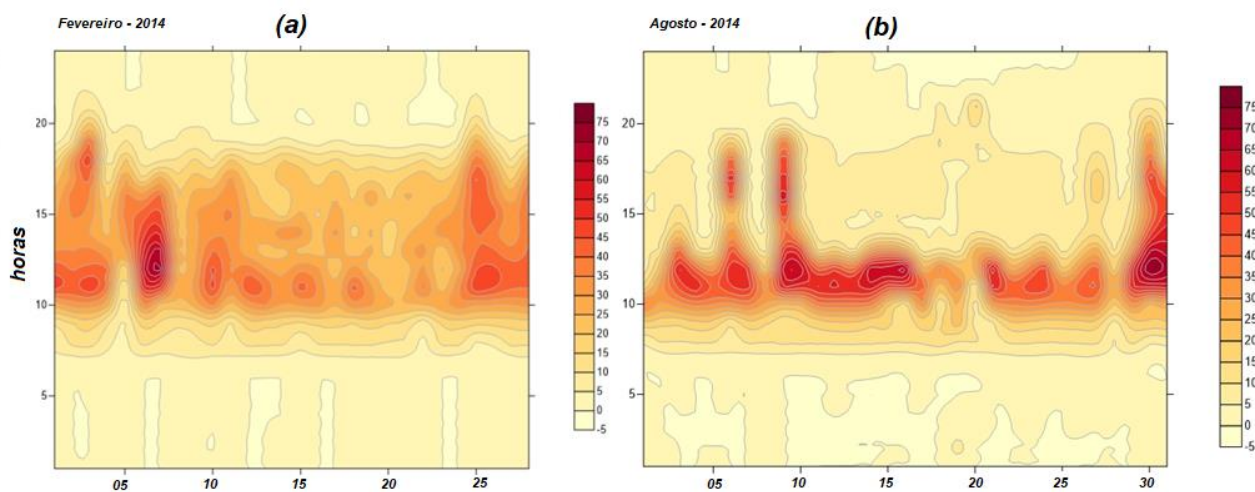


Figura 9. Variação temporal horária das concentrações de Ozônio troposférico (O_3) em ppb simuladas com o modelo TAPM para as estações chuvosa e seca junto a Estação Experimental do INPA.

Evolução Espacial das concentrações dos Poluentes

As maiores concentrações médias horárias de MP registram-se na direção da Zona Leste de Manaus, atingindo a Reserva Florestal Adolfo Ducke (Figura 10). 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, 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 indústrias de base.

O modelo sugere que as concentrações de MP seguem em direção a esta Reserva talvez acompanhando o vale dos igarapés da região e, se não funcionar como sumidouro, deve seguir em direção ao rio Amazonas. De outro modo, se a dispersão seguir em direção ao rio Amazonas e a deposição ocorrer por lá, alguma influência poderá causar à pesca, sobretudo, porque este rio funciona como importante fonte de pescado que abastece a cidade de Manaus e região metropolitana.

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 10). Essa região da cidade é densamente povoada, possui inúmeros problemas de ordem social devido a precariedade, habitações e edificações em áreas irregulares, ocupação desordenada, inexistência de 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.

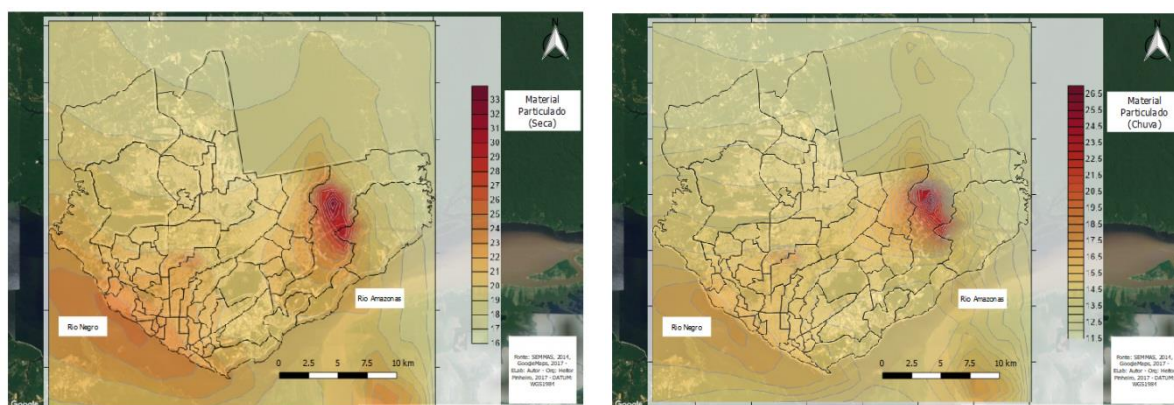


Figura 10. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Material Particulado (MP) em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para as estações chuvosa e seca, respectivamente.

Fonte: TAPM

Tanto o NO_x como o 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 NO_2 e 70 ppb de NO_x . Já na seca há um incremento estimado de até 23 ppb de NO_2 e 100 ppb de NO_x , representando aumento da ordem de 53% e 42%, respectivamente (Figuras 11 e 12).

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 possui ordenamento urbano. 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.

Para além desta zona está localizado o rio Negro, 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, submetidas à baixa pressão social. Essas áreas protegidas compõem o mosaico de áreas protegidas do baixo rio Negro, em consonância com as terras indígenas, e outras unidades de conservação geridas pelo Estado do Amazonas.

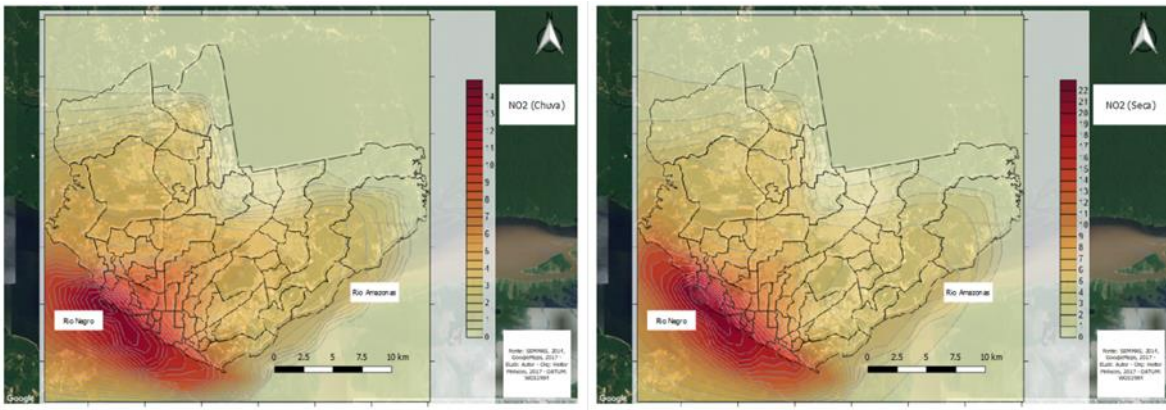


Figura 11. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Dióxido de Nitrogênio (NO_2) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente.

Fonte: TAPM

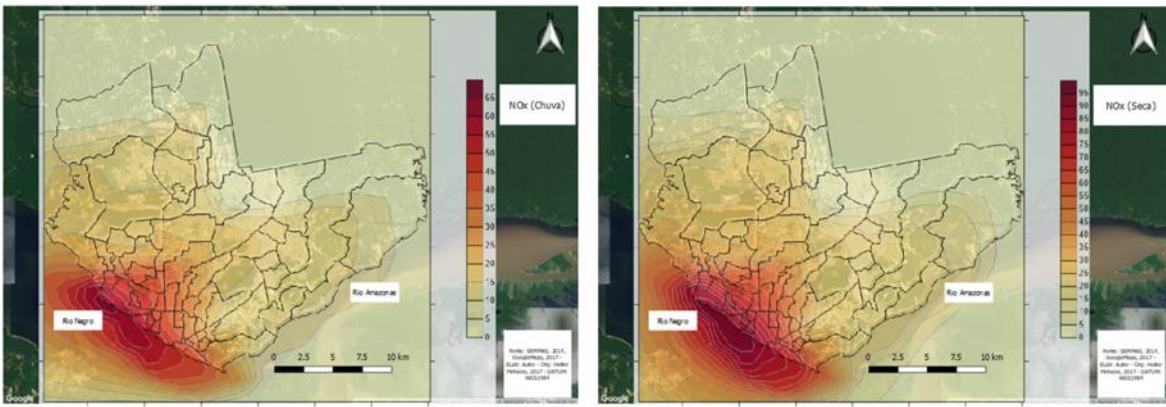


Figura 12. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para os Óxidos de Nitrogênio (NO_x) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente.

Fonte: TAPM

A dispersão do O_3 troposférico seguiu o mesmo comportamento do NO_2 e NO_x , provavelmente porque é um poluente secundário, em estado gasoso, catalisado pela presença destes poluentes primários, entre outros. Seu 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, deslocando-se rapidamente para o rio Negro. Contudo, na estação seca o incremento foi da ordem 57% (22 ppb) (Figura 13). De certa forma, a dispersão mais lenta, nesta estação, mantém altas concentrações sobre a praia da Ponta Negra, área de lazer com infraestrutura de esportes, balneário popular, acessível e 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 13). Essa zona é bastante povoada, tem sérios problemas estruturais urbanos, ocupações irregulares, sendo composta por moradias precárias.

A maior preocupação reside no fato do O_3 ser um gás altamente prejudicial à saúde humana e de animais domésticos. Isso é um indicador de alerta para a região e entorno, pois as concentrações de O_3 seguem numa direção que pode sugerir a deposição sobre o rio Negro, afetando o ecossistema, as relações ecológicas, impactando os modos de vida das populações ribeirinhas e os hábitos alimentares dos manauenses, além de acarretar impactos negativos à integridade da biodiversidade das áreas protegidas nesse caminho de dispersão.

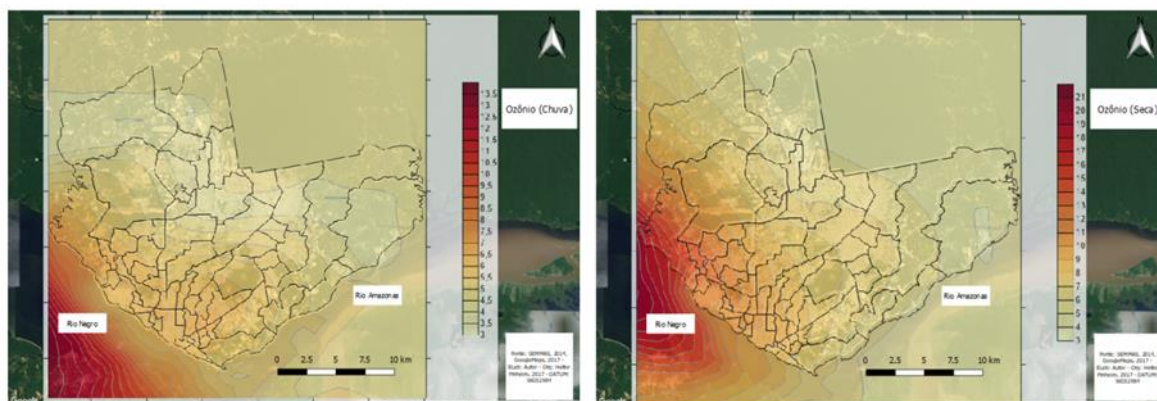


Figura 13. Dispersão espacial média das concentrações média horárias para o Ozônio troposférico (O_3) em ppb para as estações chuvosa e seca, respectivamente.

Fonte: TAPM

Conclusões

O modelo TAPM foi alimentado com dados de emissão de poluentes obtidos por inventários, cujas informações-padrão são resultado de orientações protocolares do IPCC, ratificadas e ajustadas pela CETESB, em vistas das recomendações do governo brasileiro no que tange às peculiaridades das misturas e composição das matrizes brasileiras. Essas emissões foram estimadas com base no montante da frota de veículos da cidade de Manaus, mas obedecendo à estratificação de uso e adoção de combustível a nível nacional.

As saídas da componente meteorológica foram validadas com medidas obtidas na estação experimental do INPA, mas apresentaram razoável distorção em relação à umidade relativa do ar e à direção do vento, o que pode sugerir desvios e erros, indicando assim a necessidade de readequação na parametrização do modelo a fim de melhor estimar os resultados. Entretanto, não foi realizada validação para a simulação dos poluentes porque as medidas de qualidade do ar continuam falhas nos registros e irregularidades nas anotações.

O modelo possibilitou a verificação do comportamento espaço-temporal para quatro poluentes estimados pelo modelo TAPM, a partir das emissões antropogênicas oriundas da mobilidade urbana, para a estação chuvosa e seca. Apresentando a dispersão para material particulado (MP), ozônio troposférico (O_3), dióxido de nitrogênio (NO_2) e demais óxidos de nitrogênio (NO_x).

As concentrações das emissões para o poluente O_3 superaram os limites de emissão

legal, num único momento da série em ambas as estações sazonais. Os demais poluentes (NO_2 , NO_x , MP) não apresentaram estimativas acima dos parâmetros legais.

Os NO_x e NO_2 apresentaram maiores concentrações estimadas no horário noturno, provavelmente por funcionar como agente catalisador de O_3 troposférico durante o dia. Além disso, as maiores concentrações deste gás (O_3) foram registradas próximo ao horário de almoço, quando o primeiro grande fluxo de veículos do início da manhã foi superado, mas é alta a incidência de radiação e o percentual de umidade relativa do ar próximo à superfície.

Preocupa ainda, o fato das maiores concentrações de NO_2 e NO_x serem representativas durante a noite, pois grande volume de veículos pesados só podem circular durante este turno, de acordo com as normas.

Já o MP parece apresentar uma distribuição regular durante as 24 horas do dia, com maiores concentrações em períodos 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 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 e, para além

das fronteiras da cidade existem áreas protegidas de conservação e proteção. Entretanto, antes de atingir este destino as concentrações elevadas passam pela zona centro-oeste. Esta sim, relativamente mais 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 para prática de esportes e lazer de uso massificado aos fins de semana e feriados pela população da cidade. Nessa praia já foram realizados eventos públicos com a participação 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.

Por fim, sugere-se o aprimoramento das simulações, melhorando os parâmetros e as estimativas de entrada, considerando ainda as fontes pontuais, como as usinas termoeletricas e unidades fabris, assim como a distribuição de emissões em linhas, a fim de contemplar as contribuições viárias com mais coerência ao apontamento do órgão gestor do trânsito e transporte.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia pelo suporte financeiro ao CESAM, através de fundos nacionais portugueses (UID/AMB/ 50017/2013) e do FEDER, por meio da parceria PT2020 e Compete 2020. Agradecem ainda o apoio financeiro da CAPES através da concessão de bolsa ao doutorando Jurandir Moura Dutra pelo Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE).

Referências

- Bedckx, C.; Panis, L. I.; Vel, K. V. D.; Arentze, T.; Lefebvre, W.; Janssens, D.; Wets, G., 2009. 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.
- Borrego, C.; Monteiro, A.; Ferreira, J.; Miranda, A. I.; Costa, A. M.; Carvalho, A. C.; Lopes, M., 2008. Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment. *Environment International*. 34: 613-620.
- BRASIL, 1981. Lei. 6.938/81, de 31 de agosto de 1981.
- BRASIL, 1989. Lei. 7.804/89, de 18 de julho de 1989.
- Bretschneider, B; Kurfurst, J., 1987. *Air Pollution Control Technology*, Amsterdam-Oxford-New York, Elsevier.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2009. Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo. São Paulo-SP.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2017. Relatório da Qualidade do Ar do estado de São Paulo. São Paulo-SP.
- Correia, A. R. F., 2012. Avaliação de desempenho de modelos de qualidade do ar. Tese (Mestrado). Aveiro-Portugal, UA.
- Dutra, J.; Souza, R.; Tota, J., 2014. A Transformada em Ondaletas Aplicadas a Séries de Ozônio Troposférico e Monóxido de Carbono sobre regiões de Pastagem e Floresta a partir de Sondagens AQUA. *Revista Brasileira de Geografia Física* 7, 234-242.
- Eder, B.; Kang, D.; Mathur, R.; Pleim, J.; Yu, S.; Schere, K., 2006. Na operational evaluation of the Eta-CMAQ air quality forecast model. *Atmospheric Environment*, 40, 4894-4905.
- Gokhale, S.; Raokhande, N., 2008. 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.
- Guenther A.; Zimmerman P.; Harley P.C., 1993. Isoprene and Monoterpene. Emission Rate Variability: Model Evaluations and sensitivity Analyses. *Journal of Geophysical Research*, 98, D7, 12609-12617.
- Hurley, P., 2002. The Air Pollution Model (TAPM) Version 2 – Part 1: Technical Description, CSIRO – Atmospheric Research.
- Hurley, P.; Physick, W. L.; Luhar, A. K.; Edwards, M., 2005. The Air Pollution Model (TAPM) Version 3 – Part 2: Summary of some verification Studies. CSIRO – Atmospheric Research.
- INMet. Instituto Nacional De Meteorologia, 2017. Normas Climatológicas. Brasília-DF.
- INPA. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. Dados Estação Experimental. Manaus-AM.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National

- Greenhouse Inventories – Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. New York, USA.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – The reference Manual – Volume 2 – Energy. New York, USA.
- Logan, Jennifer A., 1985. Tropospheric Ozone: Seasonal Behavior, Trends, and Anthropogenic Influence. *Journal Geophysical Research*. 90, 10.463- 10.482.
- MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: emissões de gases de efeito estufa por fontes móveis, no setor energético. Relatório de Referência. Brasília-DF.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente, 2011. Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. Brasília-DF.
- MME. Ministério das Minas e Energia, 2010. Balanço Energético Nacional. Brasília-DF.
- MANAUS, 2012. Decreto Municipal 1503 de 27 de março de 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., 2016 A cost-efficiency and health benefit approach to improve urban air quality. *Science Of The Total Environment* 569, 342-351. ([see details](#)).
- Monteiro, A., 2007. Desenvolvimento de um sistema de avaliação e previsão da qualidade do ar para Portugal. Tese (Mestrado). Aveiro-Portugal, UA.
- Moreira, A., 2004. Curso de Poluição Atmosférica na Indústria do Petróleo. Rio de Janeiro: Universidade Corporativa da Petrobrás.
- Mosley, S., 2001. The chimney of the world: a history of smoke pollution in Victorian and Edwardian Manchester. Cambridge. White Horse Press.
- Neto, S. V.; Silva, C.; Moreira, Carmen M.; Marques, M. C., 2007. Inventário de emissões de compostos orgânicos voláteis biogênicos pela floresta de Trás-os-Montes e Alto Douro, norte de Portugal. *Scientia Forestalis* 76, 35-44.
- Park, I-S.; Lee, S.; Kim, C.; Yoo, C.; Lee, Y., 2004. 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.
- Ribeiro, C. I. L., 2005. Aplicação de um Modelo Meteorológico e de Qualidade do Ar a Portugal. Tese (Mestrado). Aveiro-Portugal, UA.
- Ribeiro, I., 2008. Análise de Previsão da Qualidade do Ar em Portugal Continental durante 2007 – 2008. Tese (Mestrado). Aveiro-Portugal, UA.
- Sousa, P., 2008. Simulação da qualidade do ar para Portugal com o modelo TAPM. Tses (Mestrado). Aveiro-Portugal, UA.
- MANAUSTRANS Superintendência Municipal de Trânsito, 2017. Comunicação pessoal. Manaus-AM.
- Toro, M. V. G.; Lazaro, V.; Cremades, O.; Ramirez, J. J. B., 2001. Inventário de Emissiones Biogenicas em ell Valle de Aburrá. *Revista Ingeniería y Gestión Ambiental*. Universidad Pontificia Bolivariana 17, 32-33
- UNECE. United Nations Economic Commission for Europe, 2004. Disponível em: www.unece.org. Acesso em 04/07/2017.
- Vianna, J. N. S.; Duarte, L. M. G.; Wehrmann, M. E. S. F., 2009. O papel do etanol na mitigação das emissões de poluentes no meio urbano. II Jornada Luso-Brasileira de Ensino e Tecnologia em Engenharia – JBLE.