Revista Brasileira de Climatologia
ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A DISPERSÃO DE POLUENTES E FORMAÇÃO DE ILHA DE CALOR

SILVA JÚNIOR, Rosiberto Salustiano – rosiberto@icat.ufal.br
Universidade Federal de Alagoas / UFAL

MARTILLI, Alberto – alberto.martilli@ciemat.es
Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas/ CIEMAT, Madrid- Espanha

SILVA, Ewerton Hallan de Lima – ewertonhallan@gmail.com
Universidade Federal de Alagoas / UFAL

Submetido em: 27/09/2019
Aceito para publicação em: 02/07/2020
Publicado em: 10/07/2020
DOI: http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v27i0.69398

RESUMO: Grandes centros urbanos sofrem com problemas de qualidade do ar, devido principalmente a emissão veicular e industrial. E o uso de modelos de qualidade do ar tem se mostrado uma poderosa ferramenta para analisar e projetar os níveis de concentrações dos poluentes em grandes centros urbanos, mas muitos destes modelos apresentam limitações na descrição das áreas urbanas. O presente trabalho tem como objetivo incluir o impacto da parametrização urbana na formação e dispersão do ozônio e monóxido de carbono, sendo influenciados pelo efeito de cidades com 20 e 40km de extensão, e ainda representar a variabilidade da qualidade do ar para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), utilizando o modelos de qualidade do ar WRF/Chem. Os principais resultados mostraram a formação da ilha de calor com máximas diferenças de 4ºC a 6ºC na comparação entre área urbana e rural, e a altura da CLP (Camada Limite Planetária) foi fator importante nos níveis de concentrações de CO e O_3. Os variados testes realizados para casos idealizados do modelo WRF/Chem, permitiram chegar a uma configuração ótima para representar a variabilidade da qualidade do ar para a RMSP.

PALAVRAS-CHAVE: Concentração de O_3 e CO, Ilha de Calor, Dispersão de Poluentes

EFFECT OF URBANIZATION ON THE DISPERSION OF POLLUTANTS AND THE FORMATION OF HEAT ISLAND

ABSTRACT: The biggest urban centers suffer with problem of air pollution due to vehicular and industrial emissions. And the use of models of air quality is a powerful tool in combating air pollution in particular to large urban centers, but many of these models have limitations in describing the urban area. This work will be addressed include the impact of the parameterization in the formation on the formation and dispersion of ozone and carbon monoxide, being influenced by the effect of cities with 20 and 40 km in length, and also to represent the variability of air quality for the Metropolitan Area of São Paulo (MASP), using the WRF/Chem air quality models. The main results showed the formation of the heat island with maximum differences of 4ºC to 6ºC in the comparison between urban and rural areas, and the height of the PBL (Planetary Boundary Layer) was an important factor in the levels of CO and O_3 concentrations. The varied tests of the idealized cases with WRF/Chem model, allowed to reach an optimum configuration to represent the variability of air quality for the RMSP.

KEYWORDS: O_3 and CO concentration, Heat Island, Pollutation Dispersion

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

INTRODUÇÃO

A evolução da concentração de poluentes em grandes centros urbanos, tem sido estudado mundialmente sob diferentes situações. De acordo com Andrade, et al., 2017, cidades desenvolvidas economicamente como, Los Angeles, New York e Cidade do México, tem mostrado enorme progresso em políticas de controle de qualidade do ar, no combate aos altos níveis de concentração de poluentes atmosféricos, muitas das ações regulamentadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

Na maioria dos casos, os grandes centros urbanos apresentam problemas de qualidade do ar, devido as suas principais características de serem muito populosos, industrializados, e com grande frota veicular. No Brasil, a região Sudeste é a mais populosa e desenvolvida do país, e vários problemas ambientais estão inerentes a essa condição. Sendo as regiões metropolitanas de São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte, recorrente que as concentrações de O_3 e particulado fino, ultrapassem o padrão nacional de qualidade do ar, em particular São Paulo acontece na estação da Primavera, com bases em medições pontuais realizadas por estações de monitoramento de qualidade do ar (CETESB, 2016). Porém devido ao alto custo dos instrumentos de qualidade do ar, existe grande dificuldade em realizar medições nas diferentes áreas urbanas, logo os modelos atmosféricos de qualidade do ar são ferramentas poderosas para realizar estimativas de poluentes atmosféricos para áreas urbanas ou regiões metropolitanas (Andrade, et al., 2015). Com base nos estudos realizados por Silva Junior, 2009, Silva Junior e Andrade, 2013, Andrade, et al. 2015, Franco, et al., 2019, no Brasil os modelos atmosféricos geralmente utilizados para estudos de qualidade do ar são: WRF/Chem, MM5/Chem, BRAMS/SPM, CIT model), com o objetivo de estimar e realizar projeções de níveis de concentrações de poluentes agravantes do efeito estufa, ou nocivos a saúde humana ou equilíbrio do meio ambiente. Em geral modelos de qualidade do ar dispõe de módulos de emissões antrópicas e biogênicas, mecanismo químico, deposição seca dos constituintes gasosos e material particulados, de um esquema complexo para o cálculo das taxas de fotólise, e um modelo para a formação e crescimento dos aerossóis, ver Andrade, et al., 2017 para mais detalhes. Na tentativa de tornar ainda mais representativas as estimativas, os modelos atmosféricos de mesoescala, estão incorporando nas simulações/previsões o efeito urbano (albedo, cisalhamento, fluxos, etc).

A concentração dos poluentes atmosféricos varia de acordo com a taxa de emissão, reações químicas, dispersão, difusão, e deposição seca e úmida. A dispersão de poluentes em áreas urbanas estaria fortemente associada a intensidade do vento e estrutura da camada limite planetária, impactando diretamente na concentração dos poluentes primários e secundários, que por sua fez condiciona a qualidade do ar em áreas urbanas. Embora a própria estrutura da camada limite tenha sido objeto de vários estudos envolvendo modelos atmosféricos para casos idealizados e reais (Bornstein. 1987, Martilli, 2002, Kusaka e Kimura, 2004). As interações entre ambientes urbanos, dispersão e formação de poluentes (em particular para poluição fotoquímica) permite maiores discussões no sentido de detalhar o impacto de áreas urbanas na qualidade do ar. No entanto, a importância de entender essas interações não pode ser desconsiderada, em particular, uma vez que os modelos

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

meteorológicos e de qualidade do ar começam a ser usados não apenas para fins regulatórios, mas também para planejar o desenvolvimento das cidades para o futuro. Partindo do pressuposto que os modelos meteorológicos e de qualidade do ar, estão inserindo variáveis que visam introduzir o efeito urbano relacionados ao crescimento das cidades, tráfego, emissão, energia alternativas, aspectos socioeconômicos, saúde humana, entre outros.

Em áreas urbanas a presença de muitas superfícies com diferentes propriedades térmicas, e diferentes orientações em relação ao sol, complicam particularmente o balanço de energia urbana. Devido a isso, não é exato usar a clássica Teoria da Similaridade de Monin-Obukhov (baseada na suposição da existência de uma camada turbulenta constante com a altura), para estimar os fluxos turbulentos superficiais em áreas urbanas, ou seja, esquema superfícies simplificados para troca de calor e momento com a atmosfera não são suficientes. Esta é a razão pela qual vários esquemas de superfície mais sofisticadas, Parametrização de Camada Urbana (PCU), estão sendo incluídos nas simulações com modelos meteorológicos e de qualidade do ar (Masson, 2000, Kusaka e Kimura, 2004, Martilli, 2002, Kondo, et al. 1999 e mais recentemente Franco, et al., 2019) para melhorar a representatividade dos modelos sob este tipo de superfície. Neste sentido de reproduzir as variações inerentes ao ambiente urbano sobre a atmosfera, as PCU são importante para os modelos atmosféricos, e em especial aos de mesoescala.

A evolução mencionada acima, para os modelos meteorológicos e de qualidade do ar precisam reproduzir cuidadosamente o impacto da estrutura urbana na Camada Limite Planetária. Neste trabalho a parametrização de multicamada do dossel urbano proposto por Martilli et al 2002 e implementado na versão 4.1.2 do modelo "Weather and Research Forecasting" (WRF). A versão melhorada do modelo tem sido usada para investigar o impacto de áreas urbanas na meteorologia e na dispersão de poluentes primários e secundários, para duas configurações em duas e três dimensões para casos idealizados e reais. O estudo de casos simplificados e idealizados é considerado, de fato, um passo necessário antes de se passar para situações mais complexas (casos reais), pois permite isolar as características importantes que podem ser mais facilmente reconhecidas quando se incorpora os efeitos da topografia e rugosidade real.

Portanto o objetivo do presente trabalho foi investigar o impacto de uma cidade na dispersão de poluentes primários (CO - monóxido de carbono) e secundários (O_3 - ozônio troposférico). Realizando teste idealizados para encontrar uma configuração ideal para o modelo WRF/Chem, para em seguida realizar o teste em condições reais.

2. METODOLOGIA

A metodologia adotada é a seguinte: foram realizadas simulações em duas dimensões (2D) para casos idealizados sobre terreno plano com domínio de 201 x 3 pontos em X e Y, com resolução de 2km, e 51 níveis verticais e topo do modelo 100hPa. Para avaliar o impacto do tipo de cobertura do solo, duas simulações foram configuradas com área urbana no centro do domínio (extensão área urbana de 20km e 40km) e outra duas substituindo a área urbana por pastagem (rural 20km e 40km de extensão), sendo todas a

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

simulações idealizadas realizadas para o dia 01/10/2019. As áreas testes tiveram emissões proporcionais as respectivas extensões, de NOX (Óxidos Nitrogenados), CO (Monóxido de Carbono), COV (Compostos Orgânicos Voláteis), SO_2 (Dióxido de Enxofre) e MP (Material Particulado) semelhante ao inventário de emissões proposto para Região Metropolitana de São Paulo, de acordo com o inventário de emissões proposto pela CETESB, 2016, Silva e Silva Junior, 2019, e perfil horário de emissão igual ao proposto por Silva Júnior e Andrade, 2013. Vale ressaltar, que as simulações de casos idealizados possibilitam realizar vários testes em questões de horas, não sendo possível realizar a mesma quantidade de teste para o caso real, pois demoraria dias para realizar a mesma quantidade de testes. Portanto foram realizados 14 testes idealizados e a opção utilizada foi "em_hill2d_x", destinado a testes com terrenos complexos.

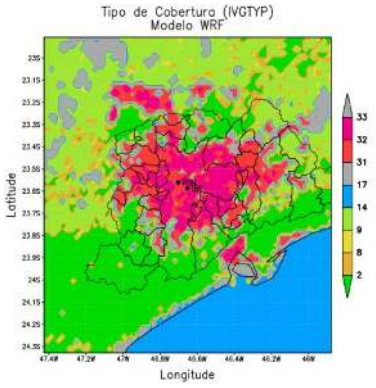
Em seguida, um único teste foi realizado para caso real simulado para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), domínio 81 x 81 pontos em X e Y com resolução de 2km, 31 níveis verticais e topo do modelo em 100hPa, com dados de inicialização ERA5 produzida pelo ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts) e disponíveis no Climate Data Store (CDS) em grades regulares com resolução de 0,25º x 0,25º, e parâmetros atmosféricos em 37 níveis de pressão com frequência horária. No sentido de comprovar a eficiência das simulações realizadas com casos idealizados, a validação da simulação do modelo sendo realizada com os dados observados obtidos das estações de monitoramento da CETESB, para os dias 01 e 02/10/2019 (estações de PIN - Pinheiros e IBI - Ibirapuera). As datas escolhidas representam a estação da primavera na RMSP, que de acordo com a CETESB, 2016, seria o período do ano com maiores níveis de concentrações de O_3. Vale ressaltar que a estação de PIN estaria próximo a fonte de emissão (marginal pinheiros), e longe da fonte de emissão a estação de IBI, https://cetesb.sp.gov.br/ar/dados-horarios.

Os casos idealizados tiveram condições meteorológicas iniciais iguais em todas as simulações, e seguiram os seguintes parâmetros: perfil de velocidade do vento constante com a altura e igual a 3,0 m/s (componente u = 3m/s e v = 0m/s), perfil de temperatura potencial a partir de 288K ao nível do solo, e com uma taxa constante de aumento igual a 0,35 K/100m; umidade específica com o primeiro nível do modelo igual a 4,62 g/kg e taxa linear de diminuição igual a -0,98 g.kg-1/1.000m. Todas as simulações foram realizadas com a altura do primeiro nível do modelo igual a 2,83 m. As áreas destinadas como rurais do domínio, a categoria de vegetação escolhida foi a opção 2 que representa floresta tropical alta e densa (fração de vegetação 44,5% áreas rurais), e o tipo de solo argiloso.

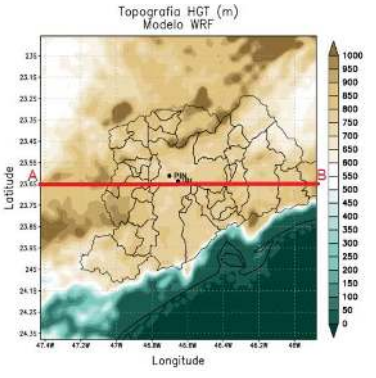
As taxas de emissões foram introduzidas de acordo com o inventário anual de emissões para toda RMSP proposto pela CETESB, 2016, Silva e Silva Junior, 2019. As aproximações horárias e espaciais foram realizadas de acordo com o proposto por Silva Junior, 2009, sendo a variação horária de acordo com o tráfego veicular da RMSP e espacial com base na maior emissão no centro da cidade e decaimento até as bordas. Exclusivamente para a simulação do caso real, a emissão espacial seguiu o proposto por Franco, et al. 2019, Vara-Vela, et al.,2016, Andrade, et al., 2015 e Silva Junior e Andrade, 2013 que variaram de acordo com o tipo de superfície urbana (neste trabalho menor emissão para 31 - Prédios baixos e compridos, emissão intermediária 32 - Prédios médios e maior

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

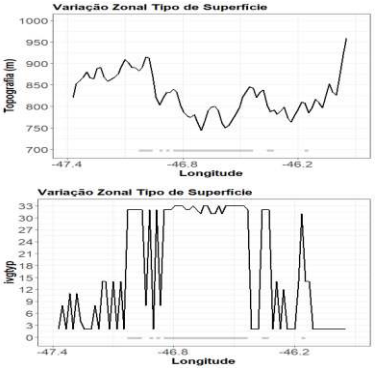
emissão 33 - Prédios Alto e juntos), ver figura 01a. A distribuição de COVs foi baseada em experimentos realizados por Middleton, et al., 1990, para grandes cidades nos Estados Unidos da América (EUA).



(a) 31 - Prédios baixos e compridos, 32 - Prédios médios e 33 - Prédios Alto e juntos. Com base em FRANCO, et al., 2019



(b) Corte Zonal [A-B] teste RMSP caso idealizado.



c) Topografia e uso do solo para RMSP, caso idealizado.

Figura 1 - Área de estudo caso real, a) tipo de cobertura do solo, b) topografia, c) topografia e uso do solo RMSP caso idealizado.

Para avaliar o impacto da presença de áreas urbanas sobre a dispersão (CO) e formação de poluentes fotoquímicos (O_3), os seguintes testes idealizados foram elaborados: 1) tipos de superfície, mudanças de cidades grandes e pequenas (20 e 40 km) e comparado com áreas rurais, mantendo as emissões, 2) aumento da velocidade do vento para uma cidade grande (40 km), de 3 m/s para 5 m/s e 10 m/s, 3) aumento/redução da taxa de emissão em 50% para cidade grande (40 km), emissão de NOx e COV, com o objetivo de avaliar a relação COV/NOx com base no descrito por Seinfeld e Pandis, 2006, e 4) inclusão da topografia e uso do solo utilizados na simulação caso real da RMSP.

2.1 DESCRIÇÃO DA FERRAMENTA UTILIZADA

O modelo meteorológico utilizado neste estudo é o WRF, versão 4.1.2 (Skamarock et al. 2005), com o módulo químico (WRF/Chem), disponibilizado para downloads em 12/07/2019. O modelo WRF (núcleo ARW) é um modelo não hidrostático e compressível com um sistema de coordenadas de massa. Para a física, os fluxos de superfície nas áreas rurais são computados com o esquema de uso do solo LSM ("Land Surface Model"). Nas áreas urbanas o impacto da cidade é representado usando a PCU proposto por Martilli et al. 2002. Esse esquema explica o impacto das superfícies verticais (paredes) e horizontais (ruas e telhados) no momento (aproximação da força de arrasto), energia cinética turbulenta e equações de temperatura potencial. As radiações de ondas curtas e longas necessárias para os balanços de energia nas paredes e ruas são estimadas considerando o efeito de sombreamento, reflexos e absorção nos cânions das ruas urbanas. Uma peculiaridade deste esquema é que ele é "multicamada", ou seja, vários níveis numéricos podem estar dentro do dossel urbano. Desta forma, os fluxos de calor e momento induzidos pelos edifícios são distribuídos verticalmente em todas as camadas numéricas dentro do dossel. Desta forma, é possível reproduzir melhor toda a estrutura vertical da Camada Limite Urbana, incluindo o Dossel Urbano (DU).

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

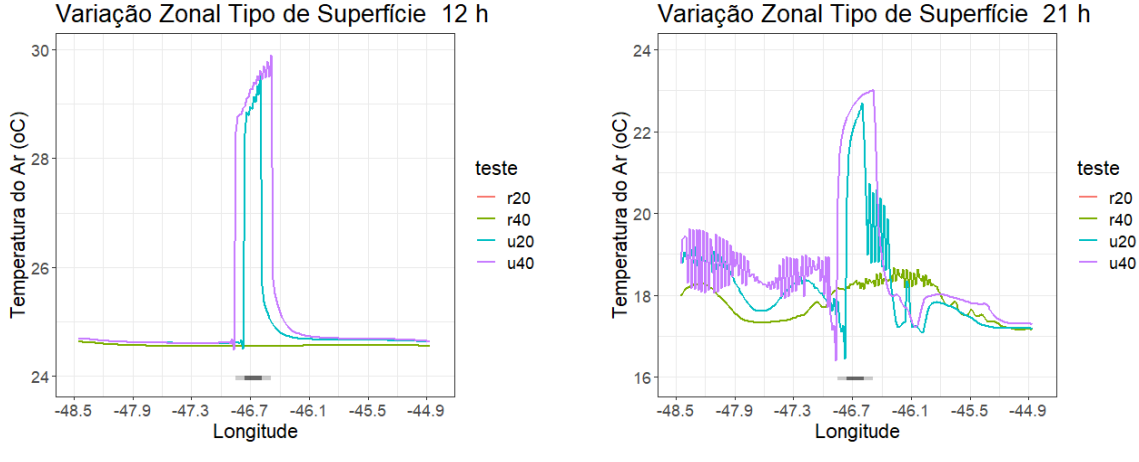
Foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson e REMQ (Raiz do Erro Médio Quadrático), para validar a simulação no caso real, para a localidade da estação de PIN (lat: -23,5614 e lon: -46,7020) e IBI(lat: -23,5918 e lon:-46,6606), para os dias 01 e 02.10.2019.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise dos resultados é realizada em duas partes: primeiro, o impacto da cidade sobre a meteorologia e, em seguida, as variações das condições meteorológicas e urbanas são utilizadas para explicar as diferenças nas concentrações dos poluentes.

3.1 IMPACTO DA CIDADE NA METEOROLOGIA

Uma característica meteorológica bem conhecida induzida por uma área urbana é a chamada Ilha de Calor Urbana - ICU (temperatura mais quente na cidade do que nas áreas rurais circundantes), ver Corrêa, et al., 2016, e figura 02a diurno e 02b noturno. Este efeito é observado geralmente em grandes centros urbanos (São Paulo/SP, Recife/PE, Manaus/AM, etc), principalmente à noite, as simulações demonstraram temperaturas maiores aproximadamente 6ºC em comparação a áreas rurais no período noturno, e aproximadamente 4ºC para o período diurno, semelhante ao encontrado por Lin, et al., 2016, que estudou o efeito urbano na meteorologia para o Norte de Taiwan. As temperaturas do ar são mais elevadas em cidades mais extensas, devido principalmente a amplificação dos efeitos urbanos proporcional a área considerada, e estando o máximo de temperatura no lado oposto a incidência dos ventos (sentido Oeste-Leste), dento da área urbana. Vale destacar, com base nos resultados obtidos para áreas rurais figuras 02a e 02b, que a taxa de emissão de poluente não interferiu na variação de temperatura nas simulações realizadas, haja vista, que não houve mudança de temperatura entre rural 20km e 40km.



(a) (b)

Figura 2 - Alterações na temperatura do ar para diferentes tipos de cobertura do solo, emissão de poluentes para áreas rurais de 20 e 40 km de extensão, e emissão de poluentes para áreas urbanas de 20 e 40 km de extensão.

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

Para comprovar a formação da ilha de calor na comparação urbano e rural. Fica evidente com base na figura 03, que a temperatura em ambiente urbano é superior ao ambiente rural em todas as horas do dia, sendo levemente mais alta na cidade mais extensa de 40km. Vale ressaltar que os resultados confirmam a teoria do resfriamento térmico maior em ambientes rurais, ou seja, a diferença é máxima no período noturno em favor da área urbana, e durante o período diurno a propriedade térmica da área urbana se aquecer mais rapidamente (materiais com maior calor específico e difusão térmica), fazem com que no período diurno a área urbana também apresente temperaturas maiores (Martilli et al. 2002 e Martilli, 2002).

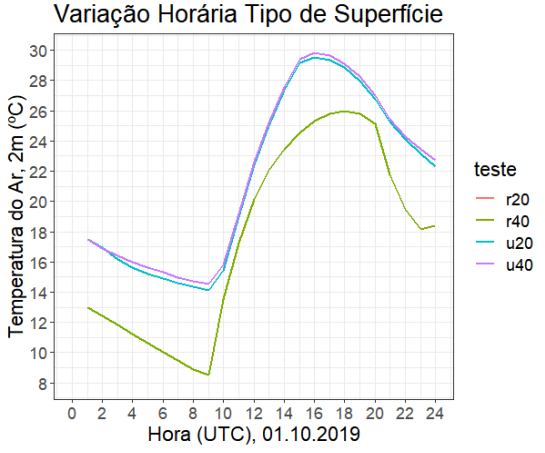
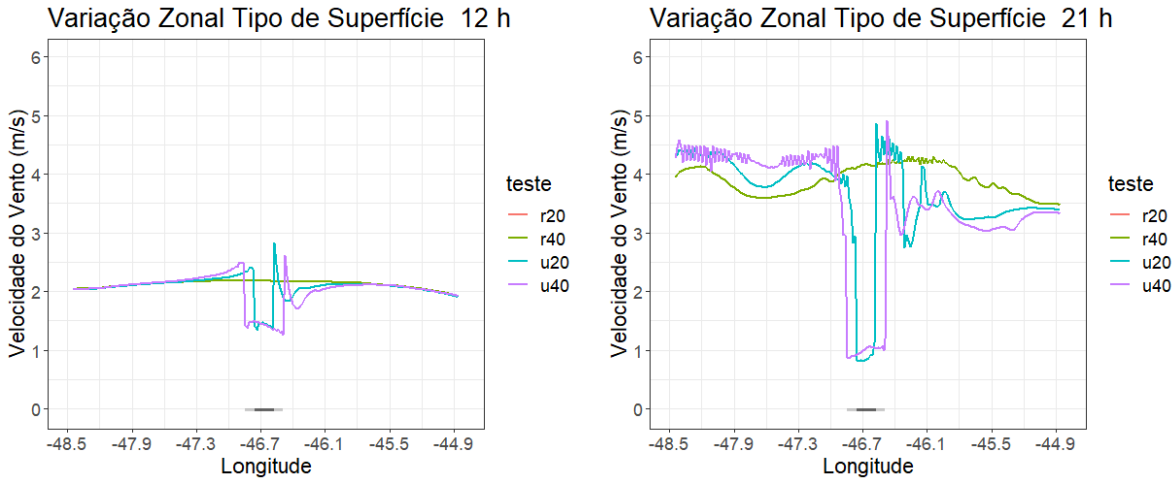


Figura 3 - Variação temporal da temperatura do ar, 2m de altura, simulado com inclusão da cidade (urbano 20km - u20 e urbano 40km - u40) e sem a presença da cidade (rural 20km -r20 e rural 40km - r40).

Para complementar os testes meteorológicos relativos ao uso do solo, fica evidente na Figura 04a e 04b, que interação do escoamento atmosférico com a área urbana seria de desaceleração o vento, ou seja, a barreira física gerada pelas edificações e casas atuam de forma a diminuir a intensidade do vento e mudar o padrão quase laminar do escoamento. Grimmond e Oke, 1999, afirmaram que a presença dos edifícios mudaria a direção e a intensidade do vento, e sugerem existir uma ligação entre a densidade das cidades com o comprimento de rugosidade. Já comparando a variação do uso do solo de rural para urbano, a presença da área urbana gera uma diminuição da intensidade do vento de 0,5m/s para o período diurno, e 3m/s para o período noturno.

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)



(a) (b)

Figura 4 - Variação espacial da velocidade do vento, simulando a inclusão da cidade (urban20 e urban40) e sem a presença da cidade (rural20 e rural40).

Para a altura da Camada Limite Planetária (CLP), os resultados dos experimentos realizados para analise do impacto do tipo de uso do solo, ver figura 05, comprovam que a troca de área rural para área urbana faz aumentar a altura da CLP. A maior altura da CLP em áreas urbanas, estaria associado a formação da Ilha Calor que atua no sentido de intensificar o desenvolvimento da Camada Limite Convectiva (CLC), quando na inclusão da área urbana (variação representada pelo modelo urbano BEP). Pode-se notar ainda com base na figura 05, que a máxima diferença da altura da CLP ocorre no período diurno, onde os movimentos verticais da atmosfera são mais intensos (convecção mecânica e térmica durante o período diurno, e apenas mecânica para o período noturno). Portanto, o efeito da inclusão do BEP sobre a altura da CLP é mais evidente durante o período diurno em comparação ao noturno.

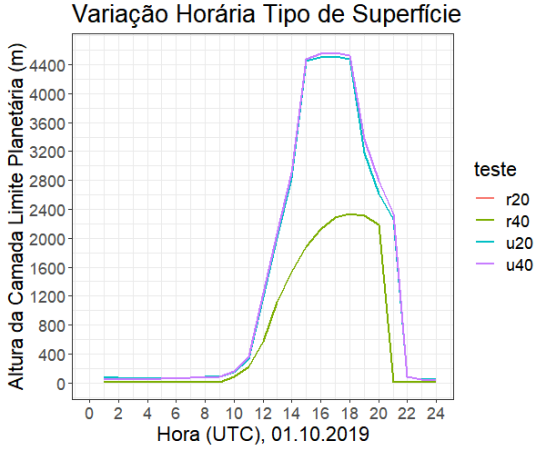


Figura 5 - Avaliação da altura da CLP com diferentes tipos de uso do solo.

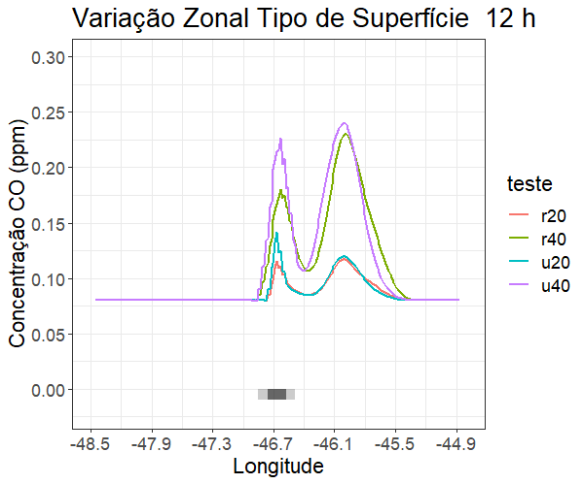
ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

3.2 IMPACTOS DA CIDADE NA DISPERSÃO DE POLUENTES PRIMÁRIOS E SECUNDÁRIOS.

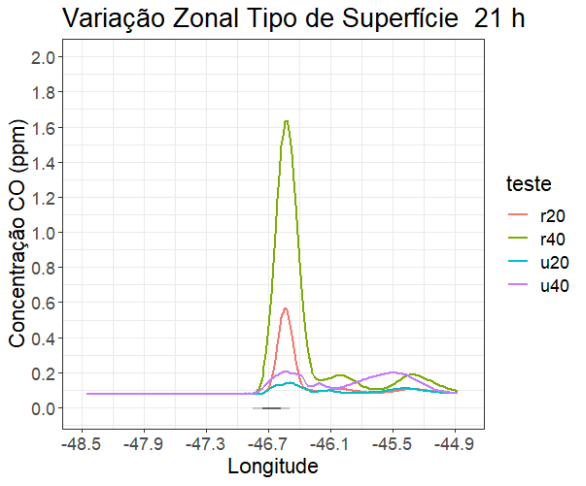
Com o auxílio da figura 06, pode-se mostrar a variação da concentração de CO de acordo com o tipo de uso do solo. Durante o período diurno a dispersão de poluentes é mais eficiente para testes em áreas rurais, ou seja, a concentração em áreas rurais são menores de forma proporcional a área emitida, ressaltando que a quantidade emitida pelo teste 40km é maior em comparação ao de 20km. Ao rever os testes para o período diurno, a figura 06a mostra que a concentração máxima de CO ocorre a uma distância aproximada de 80 km da fonte de emissão, para os testes rurais e urbanos, possivelmente influenciado pelo transporte horizontal do primeiro pico de emissão de CO, proporcionado pela maior taxa de emissão matinal representando o maior tráfego veicular às 6h da manhã, e pela CLP mais baixa (figura 05). Já durante o período noturno os máximas concentrações ocorrem dentro da área de emissão, e estaria condicionada a uma atmosfera mais estável (formação da CLP noturna).

Em linhas gerais a sequência de imagens apresentadas na figura 06 (diurno a,c,e,g,i) e (noturno b,d,f,h,j), são influenciados pela estabilidade atmosférica, ou seja, a CLC durante o período diurno age no sentido a diminuir a concentração (atmosfera mais instável), e a Camada Limite Noturna (CLN) atua no sentido a aumentar a concentração de CO (atmosfera mais estável). Comparativamente o teste urbano gerou valores ligeiramente maiores durante o período diurno devido a menor velocidade do vento em ambientes urbanos, em contrapartida, no período noturno os testes rurais geraram concentrações fortemente maiores em comparação ao urbano, certamente devido a uma atmosfera mais estável em ambientes rurais. A diferença para os testes durante o período noturno, é de aproximadamente 1,4 ppm entre rural e urbano, de acordo com medições realizadas pela agência ambiental CETESB (Silva Junior, 2009) os níveis de concentração de CO para o período noturno na RMSP (Região Metropolitana de São Paulo, Brasil) são em média de 2 ppm. De acordo com Arya, 1998, e Stull, 1988, que trata do aparecimento da Camada Limite Residual (CLR), durante o período noturno, afirmam que tal camada mantém características térmica, química e de umidade do período diurno. Essa afirmação, possibilita deduzir que os poluentes emitidos/formados durante o período diurno, foram transportados verticalmente dentro da CLP, gerando altas concentrações em níveis mais elevados (aproximadamente 1km de altura), que são mantidos durante o período noturno por conta da CLR, sem que ocorra interferência da taxa de emissão e reações superficiais. Esta situação pode ser notada nas figuras 06 (d,f,h,j) para às 21h, e de forma mais clara em figuras 06 (h,j), para níveis acima de 1km.

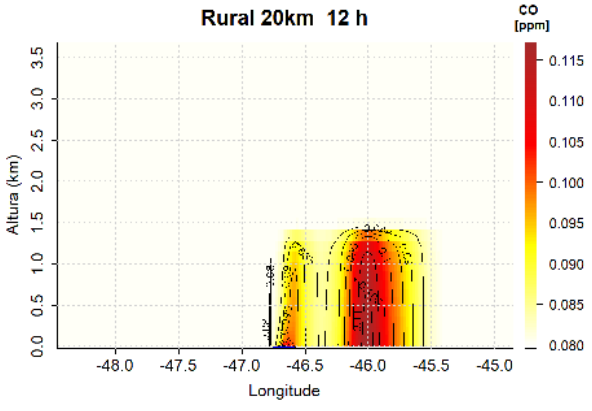
ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)



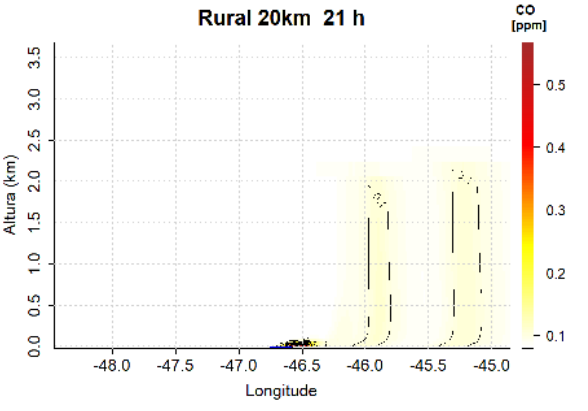
(a)



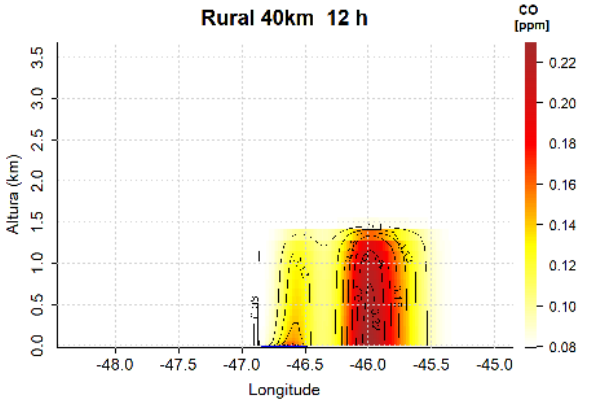
(b)



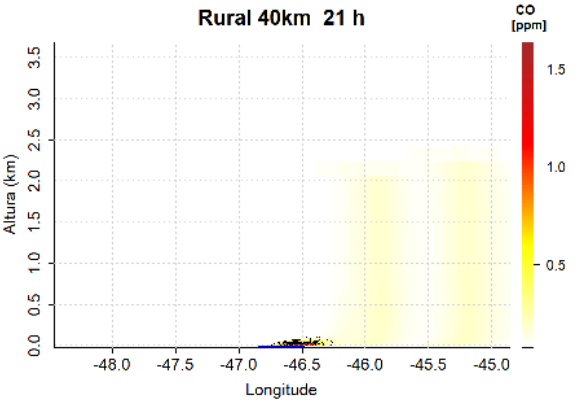
(c)



(d)



(e)



(f)

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

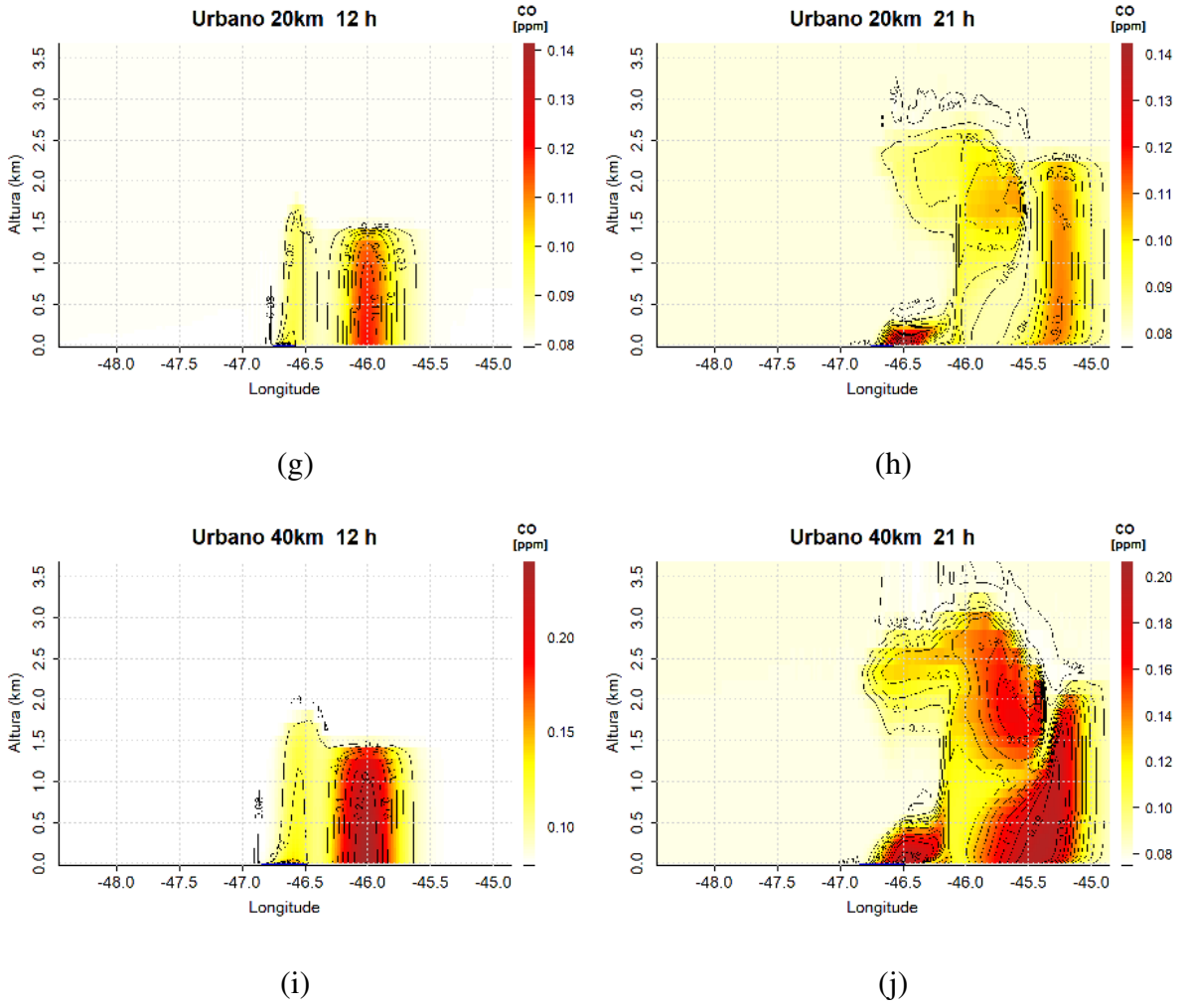


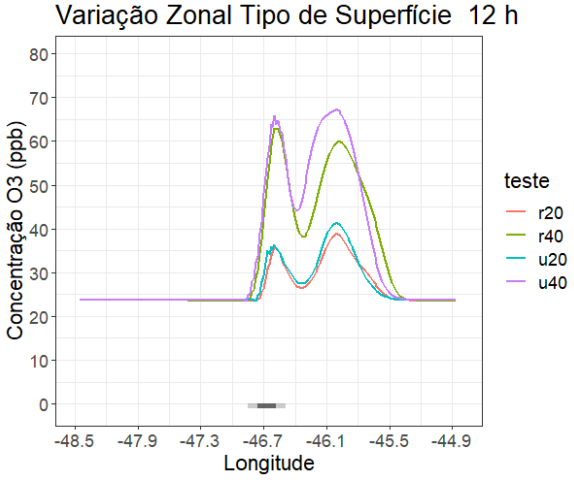
Figura 6 - Variação espacial da concentração de CO em 2D, para diferentes tipo de uso do solo, com emissões de poluentes para cidades de 20 e 40 km de extensão e áreas rurais com 20 e 40 km de extensão, para 12h (a,c,e,g,i) e 21h (b,d,f,h,j).

Na avaliação da formação e concentração de ozônio para testes idealizados nos períodos diurno e noturno, pode-se destacar as variações por conta das reações químicas e transporte dos poluentes durante o período diurno, pois as reações fotoquímicas envolvendo os precursores do ozônio, o NO_2 e VOC, na presença da radiação solar formam o O_3 troposférico (exemplo, fotólise de NO_2 gera o O_3P que reage com O_2, formando o O_3). Porém durante o período noturno com a ausência dos raios solares (sem reações fotoquímicas), o ozônio reage com o NO, que atua no sentido de diminuir a concentração de O_3, discussões baseadas em Seinfeld e Pandis, 2006. Vale ressaltar que as reações químicas ocorrem conjuntamente com o transporte vertical e horizontal dos poluentes, e diante do exposto, notou-se concentrações de O_3 ligeiramente maiores para áreas urbanas em comparação as rurais, de forma proporcional a área emitida. As áreas de maior emissão (urbano40km e rural40km) apresentam maiores concentrações, e o transporte horizontal de poluentes estão sendo observados até 120km de distância do ponto de emissão, sendo o transporte em áreas rurais mais eficientes do que em áreas urbanas, ver figura

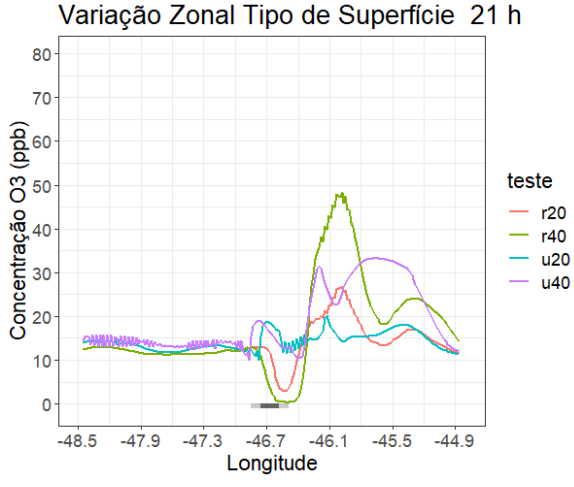
ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

07a. Já durante o período noturno, o destaque acontece para o consumo do O_3, devido maior eficiência da reação com o NO e ausência de radiação solar, para os testes rurais, e não sentido da mesma forma com s teste urbanos, possivelmente devido a maior altura da CLN (Camada Limite Noturna) em favor de áreas urbanas. Os resultados mostraram também que as maiores concentrações ocorreram em áreas rurais próximas a superfície, devido a menor eficiência no transporte vertical ocasionado pela CLN mais baixa, ver figura 07b.

Semelhante ao discutido referente a variação da concentração de CO, cujo variação dos níveis de concentração estariam condicionados a dispersão vertical e horizontal dos poluentes. A sequência de figuras 07 (c,e,g,i) para 12h e 07 (d,f,h,j) para 21h, permite destacar que as máximas concentrações de O_3, durante o período diurno estariam variando entre 40 e 60ppb na camada de 0 até 1,5km de altura, por conta principalmente das reações fotoquímicas que ocorrem próximo a superfície. Já durante o período noturno, a diminuição da concentração de O_3 troposférico em áreas urbanas, pode ser explicado pela não produção do O_3 pela ausência das reações fotoquímicas, e consumo do O_3 por conta das reações envolvendo o NO. Esta situação fica evidenciada nas figuras 07h e 07j, onde as maiores concentrações de O_3 ocorrem na CLR, e diminuição da concentração de O_3 ocorre dentro da CLN e próximo da área de emissão de poluentes.

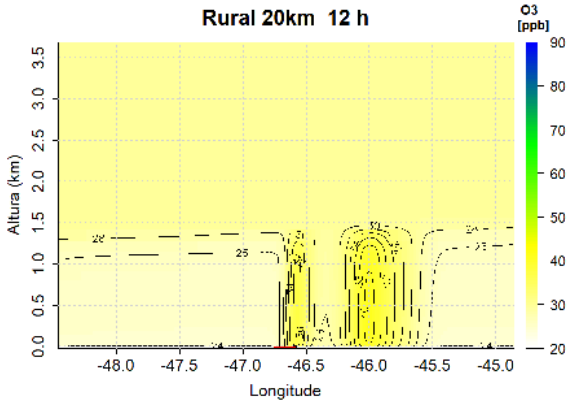


(a)

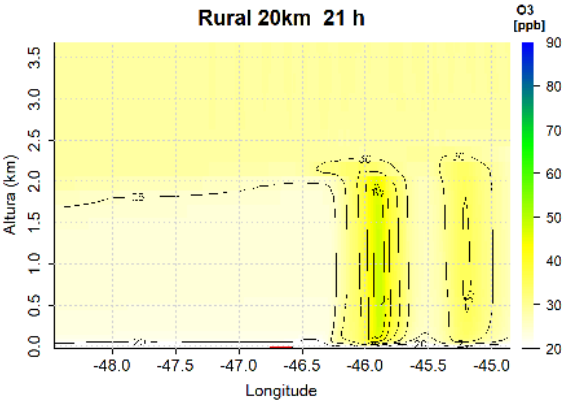


(b)

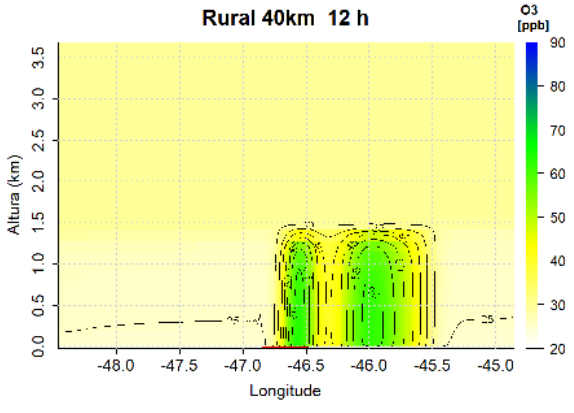
ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)



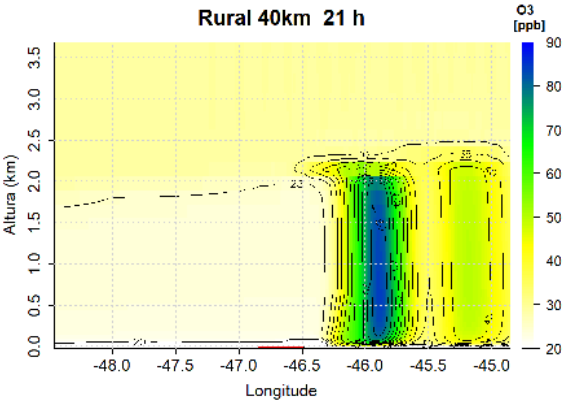
(c)



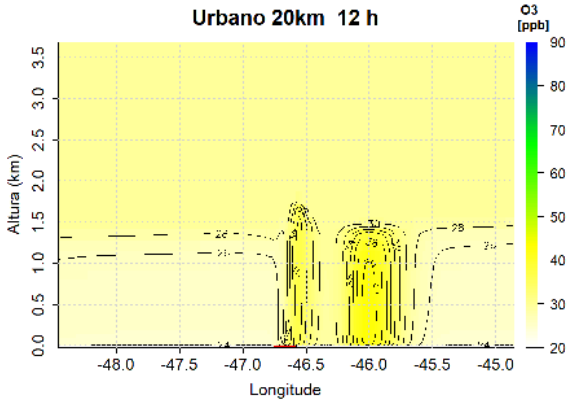
(d)



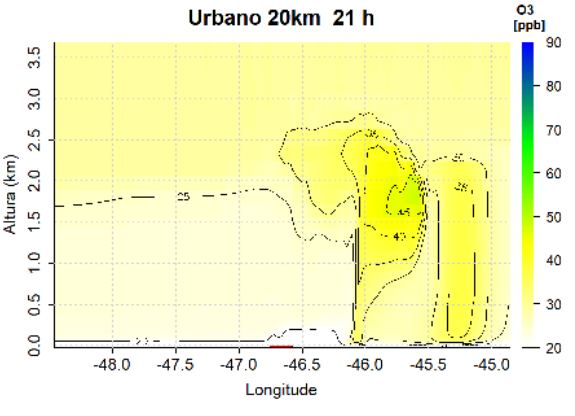
(e)



(f)



(g)



(h)

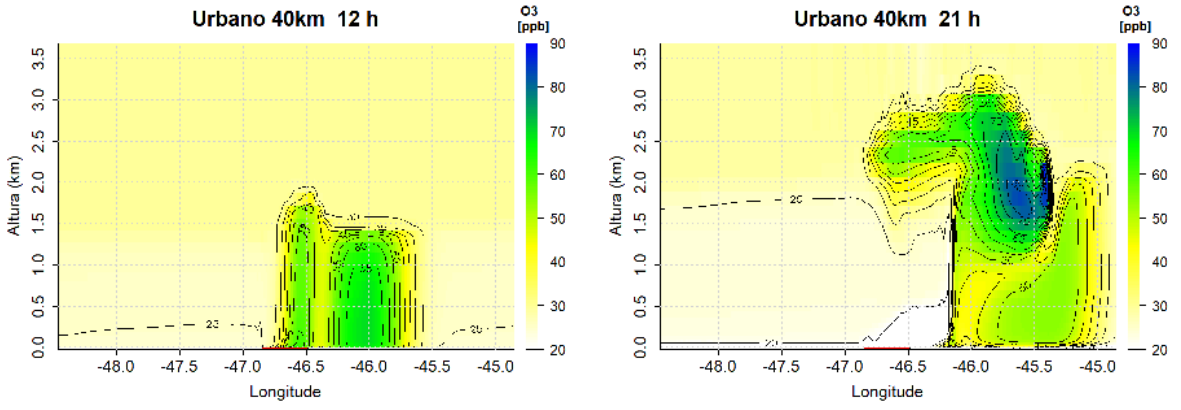


Figura 7 - Variação da concentração de O_3 para diferentes tipo de uso do solo, com emissões de poluentes para cidades de 20 e 40 km de extensão e áreas rurais com 20 e 40 km de extensão, para 12h (a,c,e,g,i) e 21h (b,d,f,h,j).

3.3 IMPACTOS DA VELOCIDADE DO VENTO NA DISPERSÃO DE POLUENTES PRIMÁRIOS E SECUNDÁRIOS.

A variação da intensidade do vento mostra uma relação diretamente proporcional ao transporte horizontal dos poluentes, ou seja, quando maior a velocidade do vento mais longe os poluentes foram transportados, ver figura 08. Já com relação aos níveis de concentração dos poluentes, pode-se notar uma relação inversamente proporcional, portanto, o aumento da velocidade do vento faz diminuir a concentração de O_3 e CO. Apesar do O_3 ser um poluente secundário, ou seja, não sendo emitido diretamente para a atmosfera, e sim formado pela reação fotoquímicas de seus precursores, o comportamento da variação da concentração, ocorre semelhante ao poluente primário CO, quando no aumento da velocidade do vento.

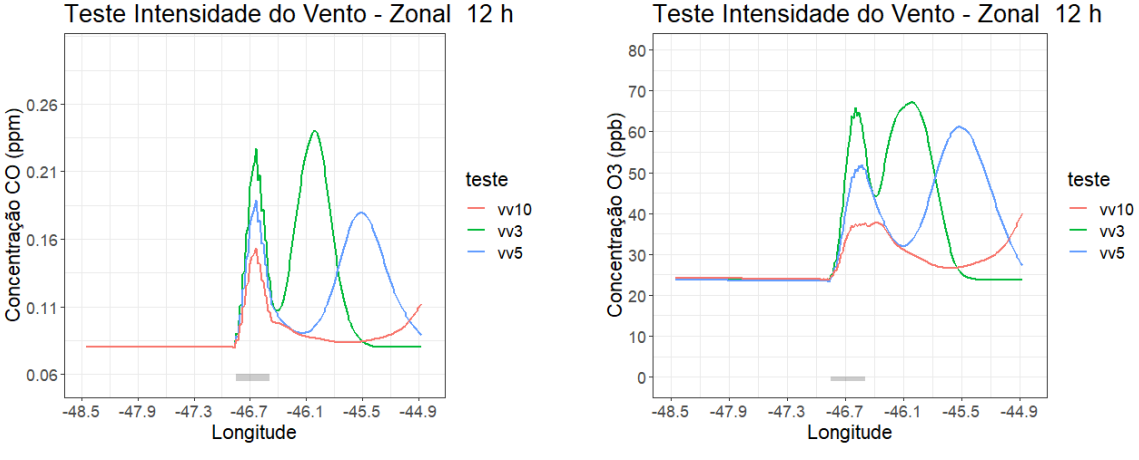


Figura 8 - Variação da concentração de CO e O_3, devido a mudança da intensidade da velocidade do vento.

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

3.4 IMPACTO DA QUANTIDADE DE EMISSÃO DOS PRECURSORES DE FORMAÇÃO DE O_3 (NOX E VOC)

Para avaliar a relação ótima existente entre NOx/VOC de 1:9 na formação de O_3, como sugerido por Seinfeld e Pandis, 2006. Dois novos testes foram realizados diminuindo/aumentado em 50% de forma individual a emissão de NOx e VOC, e mantendo as demais configurações do teste idealizado para uma área urbana de 40km, com velocidade do vento de 3m/s. Com base nos resultados apresentados na Figura 09, pode-se afirmar que a concentração de CO não foi sensível a variação de NOx e VOC próximo a fonte de emissão, e ligeiramente maior em aproximadamente 0,0125ppm para áreas afastadas quando aumenta a taxa de emissão de VOC. Contudo para a concentração de O_3, os testes se mostraram serem mais sensíveis para mudança na taxa de emissão de NOx, variando em torno de 15ppb com o aumento da emissão, ver figura 09b. Já para a variação da taxa de emissão de VOC, notou-se uma menor variação da ordem de 5ppb, ver figura 09d.

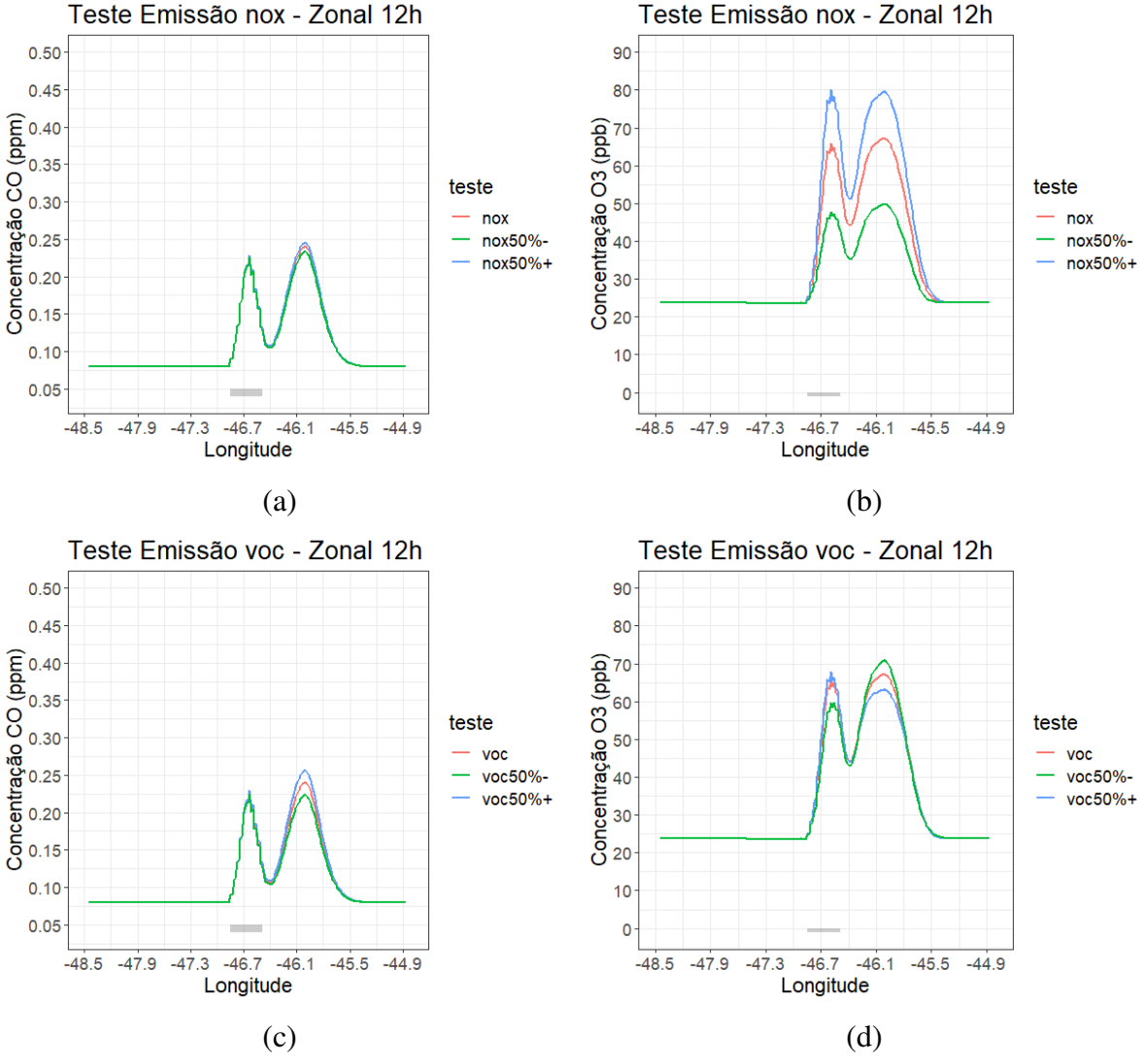
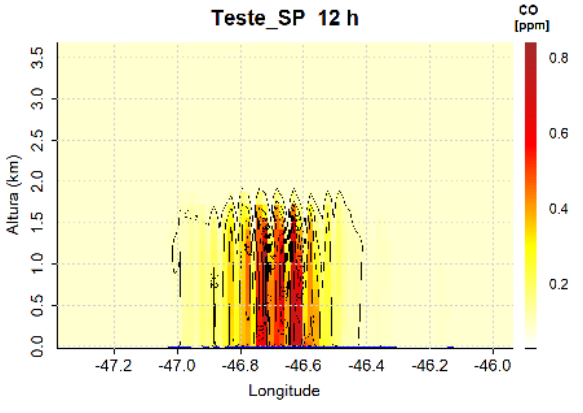


Figura 9 - Teste do aumento e redução da emissão de NOx e COV, em 50%, sobre a concentração de CO ("a" e "c") e O_3 ("b" e "d").

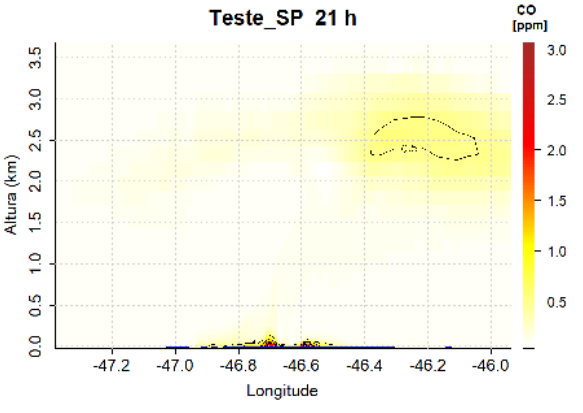
ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

3.5 AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE O_3 E CO PARA A RMSP

As figuras a seguir marca a transição entre os testes idealizados (2D) para o teste real (3D), onde foram incluídas a topografia e ocupação do solo da RMSP, figura 01c, para o último teste idealizado. Notou-se inicialmente que a concentração de CO e O_3 ocupa maior espaço no domínio, devido a maior área emitida e ainda em resposta ao fato desta mesma área estar em uma região de vale, figura 01c. Em comparação aos demais testes idealizados, a concentração de CO apresentou níveis mais elevados, chegando ao dobro em comparação à simulação rural40km 1,6ppm e Teste_SP 3ppm para o período noturno. Os níveis de concentração de O_3 também estiveram maiores para esta configuração de teste idealizado, estando na simulação rural40km 80ppb e Teste_SP 100ppb ambos para o período noturno, e ainda maior para o período diurno na ordem de 120ppb. Logo o efeito da inclusão da topografia e ocupação do solo, tende a aumentar as concentrações de CO e O_3, devido a menor dispersão dos poluentes nas áreas urbanas, ver figura 10. O aparecimento de picos de concentrações em níveis mais elevados (aproximadamente 2km), também ocorre devido as surgimento da Camada Limite Residual (CLR), durante o período noturno. A tentativa de realizar simulações mais próximas da realidades, ou seja, incluir a topografia e uso do solo da RMSP, mostraram que a pluma de poluentes atingiram maiores níveis de concentrações e ainda atingiram níveis mais elevados e maiores distâncias.



(a)



(b)

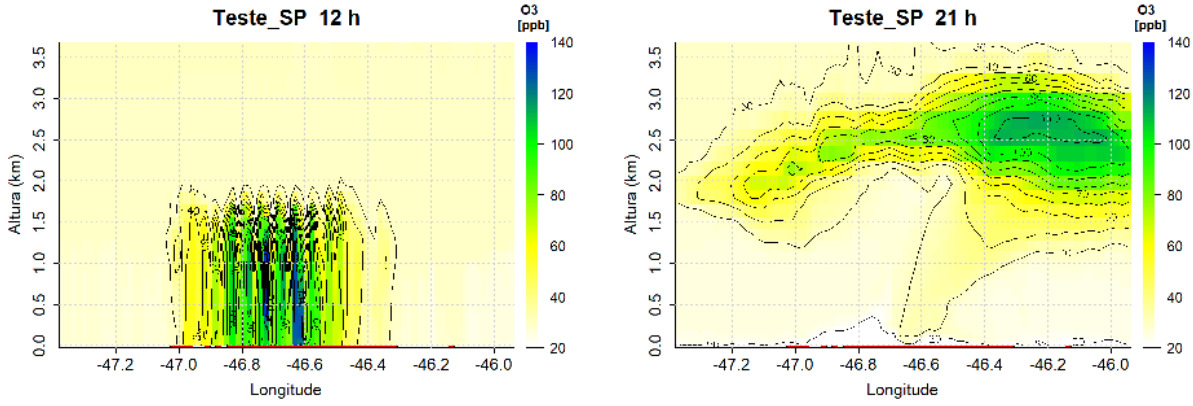


Figura 10 - Teste da inclusão da topografia e uso do solo da RMSP, na simulação idealizada para o dia 01.10.2019.

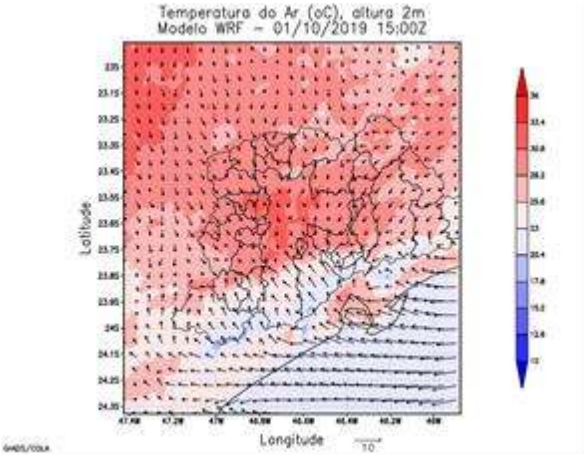
A dispersão dos poluentes emitidos na RMSP, de acordo com Chiquetto, et al. 2018, sofrem influência das brisas marítima e terrestre e Alta do Atlântico Sul (AAS), e muitas vezes transportado para as direções Noroeste e Norte, resultados estes também encontrados nas figuras 11 (e, f, h). Já o transporte vertical, de acordo com Ribeiro, et al. 2018, mostram que ocorre devido ao maior desenvolvimento da CLP sobre a RMSP, por conta da formação da ilha de calor, também representados nas figuras 05, 10a e 10c.

Em linhas gerais, os testes idealizados permitiram realizar vários simulações rápidas de variações da configuração do modelo, no sentido de encontrar o melhor ajuste para a área de estudo. De modo possibilitar que as simulações para casos reais com o modelo WRF/Chem, estejam mais próximo quando comparados e/ou validados com os dados observados, sendo neste caso os dados medidos pela estação de monitoramento da CETESB. O modelo se mostrou sensível a variação do uso do solo, intensidade do vento, mudanças nas taxas de emissão de NOx e VOC, e inclusão da topografia e tipo de solo.

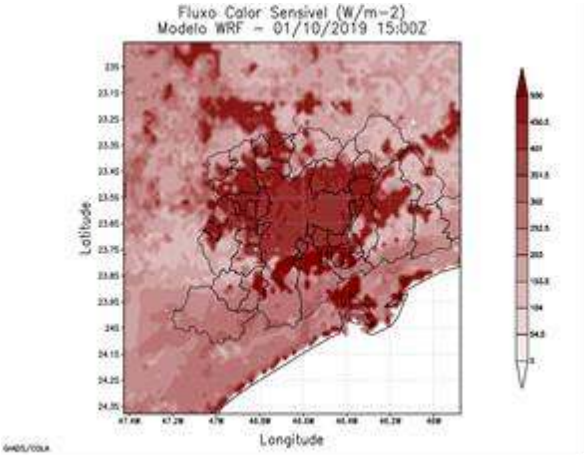
Os resultados do teste de caso real, apresentado na figura 11, pode-se destacar a que também ocorreu a formação da ilha de calor, ver as figuras 11a, 11b, 11c e 11d. Sendo a temperatura do ar mais elevada na RMSP devido as características urbanas de maior absorção e diminuição da velocidade do vento, aspecto este também apresentado nas simulações idealizadas, figura 2a e 2b e ainda 4a e 4b respectivamente. Com o auxílio das figuras 11b e 11d, fluxos de calor sensível e latente, fica ainda mais evidente a influência da área urbana na formação da ilha de calor, tendo em vista que o fluxo de calor sensível seria a energia disponível para aquecer o ar, apresentando mais valores em áreas urbanas e fluxo de calor latente sendo a energia disponível para evaporação, apresentando menores valores em áreas urbanas por ter menor umidade no solo e superficial disponível. A umidade específica do ar, figura 11c, demonstra a menor disponibilidade de umidade em ambientes urbanos e na data e hora em questão dá indícios da formação de brisa marítima, com umidade sendo transportada do oceano para a RMSP, assim como descrito por Chiquetto, et al., 2018. As fontes de emissões veiculares atribuídas a RMSP, reflete os níveis de concentração de CO e O_3 nas áreas urbanas, ver figuras 11e e 11f, onde os máximos de concentrações ocorrem na região urbana e são transportados para

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)

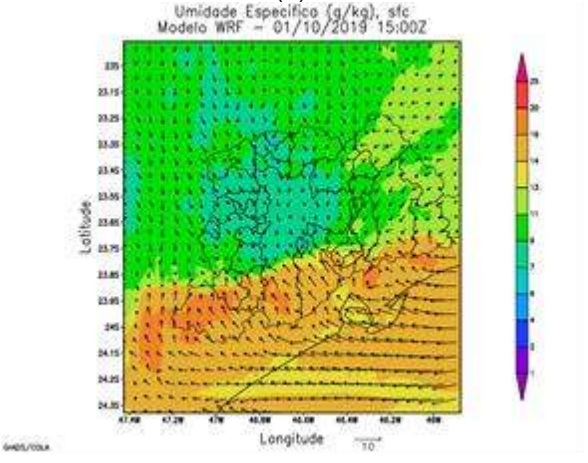
áreas adjacentes, existindo a possibilidade dos poluentes emitido na grande São Paulo irem em direção a Sorocaba, Juquitiba, Jundiaí, São José dos Campos (transporte canalizado pelo vale do Paraíba) e Santos para o período estudado, ver figuras 11g e 11h.



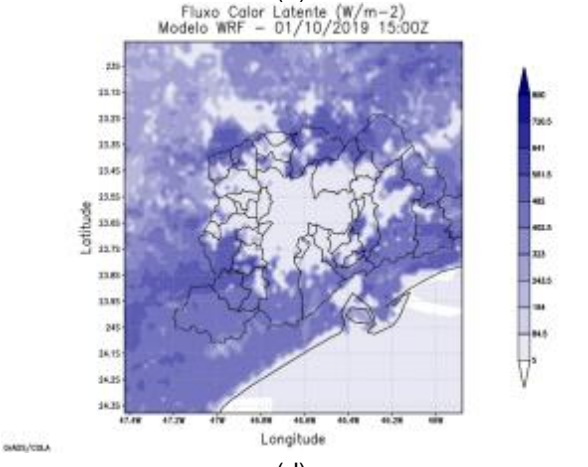
(a)



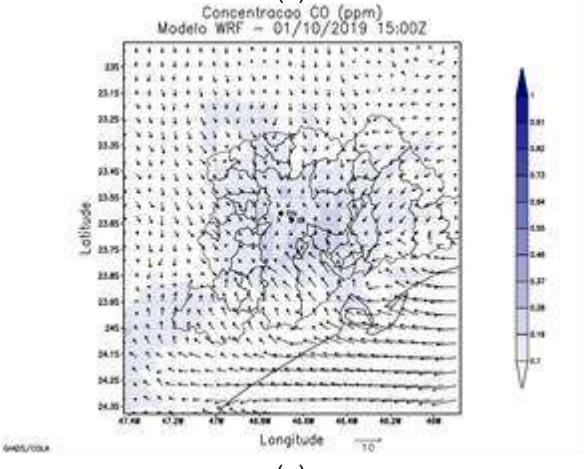
(b)



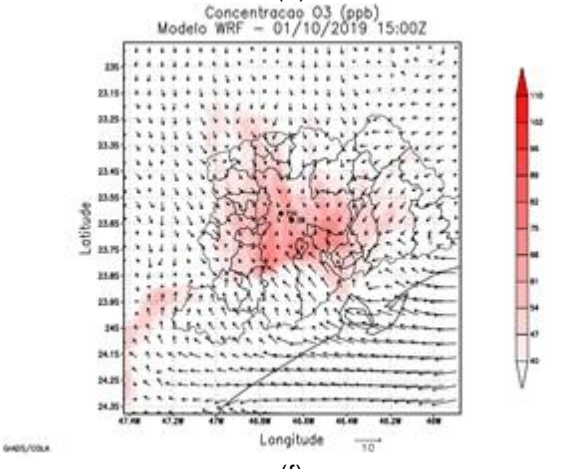
(c)



(d)



(e)



(f)

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)



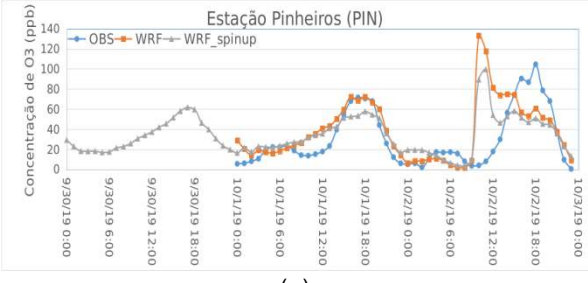
(g) Concentração CO, 01.10.2019 15Z



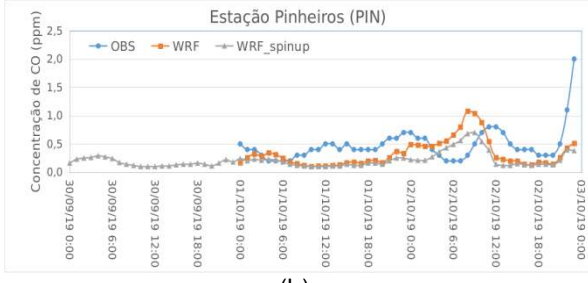
(h) Concentração O_3, 01.10.2019 15Z

Figura 11 - Analise espacial para casos reais, da influência da cidade sobre a meteorologia e qualidade do ar na RMSP, para 15Z do dia 01.10.2019.

De modo a avaliar a eficiência do modelo WRF/Chem e simular a concentração de O_3, as figuras 12a e 12c, mostram que o modelo conseguiu reproduzir o padrão da variação horária da concentração de O_3 (WRF), para as duas estações de monitoramento da CETESB (OBS) para o dia 01.10.2019, porém a configuração do modelo não se mostrou eficiente para representar o dia 02.10.2019, apesar do proposto por Franco, et al. 2019, de incluir o "SpinUp" (iniciar a simulação um dia antes do período de análise). A figura 12 mostra não existir melhora significativa quando incorporado este efeito, e pelo contrário ocorre diminuição das concentrações. Outra hipótese a ser adotada em trabalhos futuros, será avaliar a representatividade da variação horária da taxa de emissão dos poluentes. Já para a concentração de CO, nas duas estações o modelo conseguiu estimar os níveis de concentração, porém deixando a desejar na variação horária da concentração, reforçando a ideia de melhor ajuste na taxa de emissão. Vale salientar que o período em questão é caracterizado por uma atmosfera poluída, por ultrapassagens do padrão de qualidade do ar, sendo 03(três) vezes no dia 01.10.2019 e 06(seis) vezes no dia 02.10.2019, para o poluente O_3 acima do nível de 80ppb, para as estações de Pinheiros e Ibirapuera. Já a análise estatística realizada, mostra que o coeficiente de correlação para as estações de Ibirapuera e Pinheiros foi de 0,71 e 0,46 para o O_3 e 0,16 e 0,14 para o CO, tendo o REMQ de 23,4ppb e 30,5ppb para o O_3 e 0,2ppm e 0,3ppm para o CO. Pode-se avaliar que de acordo com o coeficiente de correlação o modelo consegue reproduzir o padrão de variabilidade da concentração de O_3 e não acontecendo para CO, em termos de níveis de concentração o REMQ apresenta valores aceitáveis de aproximadamente 27% e 15% dos máximos valores de O_3 e CO, respectivamente.

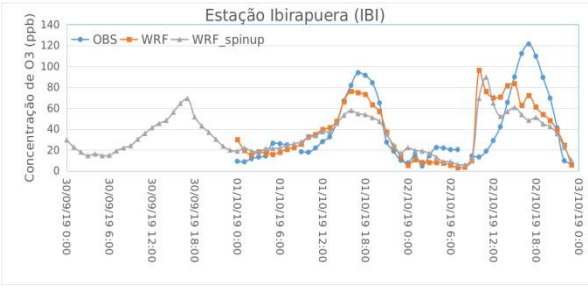


(a)

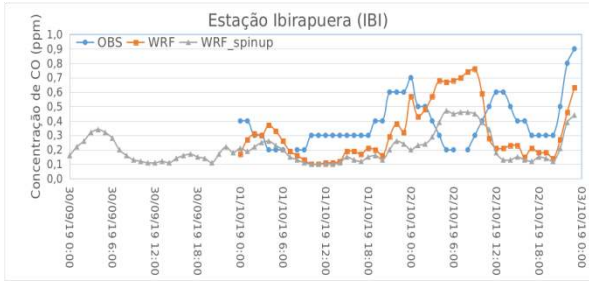


(b)

ISSN: 2237-8642 (Eletrônica)



(c)



(d)

Figura 12 - Validação da simulação realizada com o WRF, caso real, para as estações CETESB de Ibirapuera (IBI) e Pinheiros (PIN), dia 01 e 02.10.2019.

4. CONCLUSÕES

Para os resultados obtidos com os testes idealizados e reais, as considerações finais serão apresentados de acordo com os períodos diurno e noturno, e testes realizados:

• Período Diurno

A concentração de ozônio troposférico na área de emissão (urbana e rural) teve variação principalmente por causa da quantidade emitida, onde a mudança do uso do solo não parece afetar a concentração de O_3. Para todas as simulações feitas para às 12h, existiu dois máximos diários de concentração de O_3, explicadas pelo efeito combinado das emissões, condição inicial e transporte de poluentes. A variação da taxa de emissão e o desenvolvimento da Camada Limite Convectiva (CLC), foram fatores determinante para os níveis de concentrações de CO e O_3, sendo menores os níveis para os testes urbanos.

• Período Noturno

Para a concentração de O_3, o período noturno apresentou variações significativas, causadas pela variação na altura da CLP e, portanto, a CLN mais baixa faz aumentar as reações com o NO e consequentemente intensifica o consumo e diminuição na concentração de O_3. A formação da CLN, faz aparecer a CLR, e os máximos de concentrações ocorrem afastado da superfície no nível vertical de aproximadamente 1km. A estabilidade atmosférica assume papel predominante nos níveis de concentração de CO (0,6ppm), sendo a CLP mais baixa para os testes de áreas rurais, e consequentemente maiores concentrações de CO.

• Geral

As simulações meteorológicas mostraram que a presença da formação de ilhas de calor, devido a radiação solar, temperatura do ar e velocidade do vento, similar aos resultados encontrados por Martilli, 2002. Variação entre 4ºC e 6ºC na comparação entre área rural e urbana.

O aumento da intensidade do vento faz diminuir a concentrações de CO e O_3, e aumentar o transporte de poluentes. E na relação NOx/VOC, a variação na taxa de emissão de NOx se mostrou mais sensível para variação da concentração de O_3.

A configuração do modelo realizado para testar casos reais, demonstrou eficiente em representar a formação da ilha de calor, bem como representou a variabilidade dos níveis de concentrações de CO e O_3 registradas pelas estações de monitoramento da CETESB. Porém ficou evidente a necessidade de um melhor ajuste para a variação horária da taxa de emissão dos poluentes.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, M.F.; KUMAR, P.; FREITAS, E.D.; ET AL. (2017): Air quality in the megacity of Sao Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives, Atmospheric Environment, 159, 66 - 82.

ANDRADE, M.F., YNOUE, R.Y., FREITAS, E.D., TODESCO, E., VARA-VELA, A., IBARRA, S., MARTINS, L.D., MARTINS, J.A., CARVALHO, V.S.B., (2015): Air quality forecasting system for Southeastern Brazil. Front. Environ. Sci. 1–14 v.3, art. 9.

ARYA, S.P. (1998): Introduction to Micrometeorology, Academic Press.

ACKERMANN, I.J., HASS, H., MEMMESHEIMER, M., EBEL, A., BINKOWSKI, F.S., SHANKAR, U., (1998): Modal aerosol dynamics model for Europe: development and first applications. Atmospheric Environment 32 (17), 2981–2999.

BINKOWSKI, F.S., SHANKAR, U., (1995): The regional particulate matter model, 1. Mode description and preliminary results. Journal of Geophysical Research 100, 26191–26209.

BORNSTEIN, R. D.: (1987): Mean Diurnal Circulation and Thermodynamic Evolution of Urban Boundary Layers, in Modelling the Urban Boundary Layer, American Meteorological Society, Boston, MA, pp. 53–94.

BOUGEUALT, P., LACARRÈRE, P., (1989): Parametrization Orography-Induced Turbulence in the Mesobeta-scale Model; Monthly Weather Review, Vol. 117; pg. 1872-1889.

CETESB, (2016) Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2015. [Report Series] (In Portuguese). http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-epublicacoes/.

CHIQUETTO,J.B., RIBEIRO, F.N.D., ALVIM, D.S., ET AL. (2018): Transport of Pollutants by the Sea Breeze in São Paulo under the South Atlantic High. Revista do Departamento de Geografia, USP.

COCEAL, O. E BELCHER, S.E. (2004): A canopy modelo of mean winds through urban areas. Q.J.R. Meteorol. Soc., 130, pp. 1349-1372.

CORRÊA, P.B.; CANDIDO, L.A.; SOUZA, R. A. F.; et al. (2016): Estudo do Fenômeno da Ilha de Calor na Cidade de Manaus/AM: Um Estudo a Partir de Dados de Sensoriamento Remoto, Modelagem e Estações Meteorológicas, RBMET, v.31, n.2, 167-176.

DAVIDSON, M.J.; SNYDER, W.H.; LAWSON, R.E. E HUNT, J.C.R. (1995): Plume Dispersion through large groups of Obstacles – a field investigation. Atmospheric Environment, 29, pp. 3245-3256.

DAVIDSON, M.J.; SNYDER, W.H.; LAWSON, R.E. E HUNT, J.C.R. (1996): Wind Tunnel Simulations of Plume Dispersion through groups of Obstacles. Atmospheric Environment, 30, pp. 3715-3731.

FRANCO, D.M.P.; ANDRADE, M.F.; YNOUE, R.Y.; CHING, J. (2019): Effect of Local Climate Zone (LCZ) classifcation on ozone chemical transport model simulations in Sao Paulo, Brazil, Urban Climate, 27, 293–313.

KNIEVEL, J.C., BRYAN, G. H., HACKER, J.P. (2007): Explicit Numerical Diffusion in the WRF Model, Month Weather Review, v.135, 3808-3824.

KONDO, H., Y. KIKEGAWA, Y. GENCHI, AND S. YAMAMOTO, (1999): Heating in the Urban Canopy by Anthropogenic Energy Use. Proceedings of 15th International Congress of Biometeorology and International Conference on Urban Climatology (ICB-ICUC ’99) , Sydney, Australia, November 8–12, 1999, ICB-ICUC, in CD-ROM.

KUSAKA, H.; KIMURA, F. (2004): Coupling a Single-Layer Urban Canopy Model with a Simple Atmospheric Model: Impact on Urban Heat Island Simulation for an Idealized Case. Journal of the Meteorological Society of Japan, Vol. 82, No.1, pp.67-80.

LIN, C.Y.; SU, C. J.; KUSAKA, H.; ET AL. (2016): Impact of an improved WRF urban canopy model on diurnal air temperature simulation over northern Taiwan, Atmospheric Chemistry and Physics, 16, 1809–1822.

MARTILLI, A., (2002): Numerical Study of Urban Impact on Boundary Layer Structure: Sensiticity to Wind Speed, Urban Morophology, and Rural soil Moisture; American Meteorological Society; Vol.41; pg.1247 – 1266.

MARTILLI, A.; CLAPPIER,A.; ROTACH, M.W. (2002): An Urban Surface Exchange Parameterisation for Mesoscale Models; Boundary Layer Meteorology, 104, pp. 261-304.

MARTILLI A, SCHMITZ R. 2007. Implementation of an urban canopy parameterization in WRF-chem. Preliminary results. Seventh Symposium on the Urban Environment of the American Meteorological Society, San Diego, USA, 10–13 September.

MASSON, V. (2000): A Physically-Based Scheme for the Urban Energy Budget in Atmospheric Models, Boundary-Layer Meteorol. 94, 357–397.

MIDDLETON, P., STOCKWELL, W.R., CARTER, W.P.L., 1990. Aggregation and analysis of volatile organic compound emissions for regional modeling. Atmospheric Environment 24A, 1107–1133.

OLIVEIRA, P.; SOARES, J.; KARAM, H.A. ET AL (2004): Numerical Modeling of the Planetary Boundary Layer; Thermal Engineering, No.5, pp. 74-83.

RIBEIRO, F.N.D., OLIVEIRA, A.P., SOARES, J., ET AL.(2018): Effect of sea breeze propagation on the urban boundary layer of the metropolitan region of Sao Paulo, Brazil, Atmosphere Research, 214, 174-188.

ROTACH, M. W. (1993): Turbulence Close to a Rough Urban Surface. Part 1: Reynolds Stress, Boundary-Layer Meteorol. 65, 1–28.

SEINFELD, J. H. AND PANDIS, S. N.: Atmospheric Chemistry andPhysics: from air pollution to climate change, Second Edition,John Wiley, New Jersey, USA, 2006

SCHMITZ, R. (2005): Modelling of Air Pollution Dispersion in Santiago de Chile. Atmos. Envir. 39: 2035–2047.

SCHELL, B., ACKERMANN, I.J., HASS, H., BINKOWSKI, F.S., EBEL, A., (2001): Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. Journal of Geophysical Research 106, 28275–28293.

SILVA, M. O. E SILVA JUNIOR, R. S. (2019): Avaliação da Qualidade do Ar (NO2, CO, O3), na Cidade de Maceió/, Utilizando o Modelo WRF/Chem, RBGf, v.12 n.3, 801-836.

SILVA JUNIOR, R. S. (2009). Sensibilidade na Estimativa da Concentração de Poluentes Fotoquímicos com Aplicação de Diferentes Parametrizações de Camada Limite Planetária Utilizando o Modelo de Qualidade do Ar WRF/Chem, Tese de Doutorado IAG/USP Brasil.

SILVA JUNIOR, R. S. ANDRADE, M.F. (2013): Validação de Poluentes Fotoquímicos e Inclusão do Inventário de Emissões no Modelo de Qualidade do Ar WRF/Chem, para a Região Metropolitana de São Paulo, RBMET, v.28, pp. 105 - 121.

STOCKWELL, W.R., MIDDLETON, P., CHANG, J.S., TANG, X., (1990): The second-generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. Journal of Geophysical Research 95, 16343–16367.

STOCKWELL, W.R., KIRCHNER, F., KUHN, M., SEEFELD, S., (1997): A newmechan ism for regional atmospheric chemistry modeling. Journal of Geophysical Research 102, 15847–25879.

STULL, R.B. , (1988): An Introduction to Boundary Layer Meteorology. Kluwer Academic Publisher, London.

VARA-VELA, A. ANDRADE, M. F., KUMAR, P. ET AL. (2016): Impact of vehicular emissions on the formation of fine particles in the Sao Paulo Metropolitan Area: a numerical study with the WRF-Chem model, Atmospheric Chemistry and Physics, 16, 777-797.

WESLEY, M.L., (1989): Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional numerical models. Atmospheric Environment 16, 1293–1304.

WHITBY, E.R., MCMURRY, P.H., SHANKAR, U., BINKOWSKI, F.S., (1991): Modal aerosol dynamics modeling, Rep. 600/3-91/020, Atmospheric Research and Exposure Assessment Laboratory, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, 1991 (Available as NTIS PB91-1617291AS from National Technical Information Service, Springfield, VA)