UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

KARINE KLIPPEL

AVALIAÇÃO DO MODELO SIRANE E ANÁLISE DE SUA PERFORMANCE QUANDO APLICADO A UM BAIRRO DA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO

Vitória
2017

KARINE KLIPPEL

AVALIAÇÃO DO MODELO SIRANE E ANÁLISE DE SUA PERFORMANCE QUANDO APLICADO A UM BAIRRO DA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profª. Drª. Elisa Valentim Goulart

Vitória
2017

Karine Klippel
AVALIAÇÃO DO MODELO SIRANE E ANÁLISE DE SUA PERFORMANCE QUANDO APLICADO A UM BAIRRO DA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO/ Karine Klippel. – Vitória, 2017-
96 p. : il. (algumas color.) ; 30 cm.

Orientador: Profª. Drª. Elisa Valentim Goulart

– Universidade Federal do Espírito Santo - Ufes
Centro Tecnológico
Departamento de Engenharia Ambiental, 2017.

1. Palavra-chave1. 2. Palavra-chave2. 2. Palavra-chave3. I. Orientador. II. Universidade xxx. III. Faculdade de xxx. IV. Título

Karine Klippel

AVALIAÇÃO DO MODELO SIRANE E ANÁLISE DE SUA PERFORMANCE QUANDO APLICADO A UM BAIRRO DA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO

Profª. Drª. Elisa Valentim Goulart
Orientadora

Profª. Drª. Ana Teresa Lima
Membro interno Departamento de Engenharia Ambiental

Prof. Dr. Bruno Furieri
Convidado

Vitória
2017

À minha mãe Tânia (in memorian) por ter sido um exemplo de dedicação, coragem, fé e amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por Seu amor incondicional, por me conduzir na Sua presença, por me sustentar e me dar a alegria e a paz que estão em Cristo Jesus.

Ao meu pai, David, por me dar o suporte necessário, por torcer por mim e por ter priorizado minha educação e da minha irmã mesmo em meio às dificuldades.

À minha irmã, Míriam, pelo apoio, pelo cuidado, pela amizade, pela cumplicidade, pelas orações e pelo amor essencial para que eu chegasse até aqui.

Ao meu noivo, Daniel, pelo amor, pelo apoio e pela presença em cada etapa desse trabalho. Obrigada por sempre me incentivar a ver e a fazer o melhor de mim.

À minha orientadora pelo desafio e pela oportunidade proporcionados, pela paciência e confiança e pelos valiosos ensinamentos.

À Ana Tereza e ao Bruno Furieri por terem aceitado o convite de participar dessa banca.

Aos amigos Alexandre Santiago, Ramon Martins e Vitor Lavor pelas experiências e conhecimentos compartilhados, pelas dúvidas tiradas e pelas discussões importantes para o trabalho.

À minha amiga do NQualiAr Jamily por me lembrar, em momentos de turbulência, que tudo está sob o controle e cuidado de Deus.

Aos meus amigos Larisse, Vinícius, Pr. César, Helga, Thaís e Lais pela motivação e pelas orações.

Às minhas amigas da Ufes Chaila e Franciélli pelos momentos tão especiais compartilhados nesses anos de graduação.

Aos meus amigos Renata, Ademir, Lya e Hugo que fazem muita falta na Ufes.

Aos amigos do NQualiAr Igor, Yasmim, Felipe, Izabele e Vitor Matheus pelo incentivo e alegria de todos os dias.

Aos meus professores da Engenharia Ambiental pela dedicação em ensinar.

À Ufes pela minha formação.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho, meu muito obrigada!

"Sê forte e corajoso; não temas, nem te espantes, porque o SENHOR, teu Deus, é contigo por onde quer que andares."
(Bíblia Sagrada, Josué 1:9)

RESUMO

As áreas urbanas são regiões críticas de poluição atmosférica. Devido à maior densidade populacional, uma quantidade mais significativa de pessoas é afetada nas cidades pelos efeitos nocivos desse impacto ambiental. Nessas regiões, portanto, faz-se necessário o monitoramento da poluição atmosférica. O monitoramento da qualidade do ar pode ser feito por meio de duas abordagens distintas: a realização de medições diretas de concentração de poluentes e a modelagem da dispersão atmosférica. Os modelos de dispersão vêm sendo adotados como complementação às informações obtidas pelas estações de monitoramento. Neste trabalho foi utilizado o software SIRANE, um modelo de dispersão dedicado à escala local e especializado em regiões urbanas. A abordagem adotada por este modelo é a de rede de ruas para a região do dossel urbano e gaussiana para a dispersão de poluentes na atmosfera externa. Os estudos foram conduzidos em duas etapas. Primeiro realizaram-se simulações de casos hipotéticos com diferentes geometrias e direções do vento externo. Posteriormente, estudou-se a dispersão de poluentes atmosféricos no bairro de Jardim Camburi, localizado no município de Vitória, estado do Espírito Santo, considerando diferentes concentrações de fundo e alturas das edificações do bairro. Na primeira etapa foi possível identificar a influência exercida pela geometria urbana sobre a dispersão de poluentes. As características da geometria, bem como do vento externo, podem propiciar a canalização de poluentes nas ruas ou favorecer sua dispersão. Ainda foi possível averiguar que, como o previsto, a presença de terrenos abertos (praças, parques, etc.) contribuem com a dispersão e, consequentemente, com a diminuição de picos de concentração dentro do dossel urbano. Quando o bairro é formado por apenas ruas do tipo cânion, uma maior canalização dos poluentes é observada nas vias. Na segunda etapa, quando os níveis de concentração obtidos no SIRANE foram comparados com as medições realizadas pela estação de monitoramento de Jardim Camburi, foi possível observar que o modelo foi capaz de prever a tendência de evolução temporal das concentrações de MP_{10} e SO_2 do bairro. Apesar disso, em todos os cenários observados as concentrações de poluentes foram superestimadas, especialmente para o poluente SO_2. De forma geral, o melhor desempenho do modelo foi identificado para MP_{10}. O modelo de mesoescala CMAQ já foi objeto de estudos na Região Metropolitana da Grande Vitória e, por isso, foi utilizado como parâmetro de comparação com o modelo em estudo. As concentrações calculadas pelo SIRANE foram mais próximas aos dados aferidos pela estação de monitoramento de Jardim Camburi do que os resultados apresentados pelo CMAQ. Houve ainda grande similaridade entre os índices estatísticos coeficiente de correlação e erro quadrático médio normalizado nos dois modelos.

Palavras-chave: poluição atmosférica, monitoramento da qualidade do ar, modelagem da dispersão atmosférica, SIRANE.

ABSTRACT

Urban areas are critical regions of atmospheric pollution. Because of its bigger population density, more people are affected in towns by the harmful effects of this kind of environmental impact. Therefore, those regions need constant air pollution monitoring. Air quality monitoring can be done by two different approaches: by directly measuring air pollutant concentration or by atmospheric dispersion modelling. The atmospheric dispersion models has been adopted as a complementary tool to the monitoring stations. In this paper, the software SIRANE was employed. SIRANE is a local-scale dispersion model specialized in urban areas. This model employs a Gaussian approach to estimate the pollutant dispersion in the external atmospheric and a street network to estimate the pollutant dispersion inside the canopy urban. The studies were done in two stages. First, some hypothetical cases considering different geometries and different external wind directions were simulated. After, the atmospheric pollutant dispersion in the neighborhood of Jardim Camburi, city of Vitória, Espírito Santo was studied, considering different background concentrations and heights of neighborhood buildings. In the first stage it was possible to identify the influence exerted by the urban geometry on the dispersion of pollutants. The characteristics of geometry and external wind direction can lead to the enclosing or to the dispersion of the pollutants in the streets. Those properties were verified in the gotten results. It was also possible to find out that, as it was supposed to, the presence of opened fields (e.g. squares, parks, etc.) leads to a better dispersion and to the decrease of the concentration peaks inside the urban canopy. When the neighborhood was composed by street canyons, a greater enclosure was observed on the paths. In the second stage, when the pollutant concentration levels given by SIRANE was compared to the measurements accomplish by the monitoring station of Jardim CAmburi, it was possible to see that the model was able to foresee the temporal evolution tendency of MP_10 and SO_2 concentration levels in the neighborhood. On the other hand, in all proposed scenarios, the pollutant concentration was overestimated, especially for the SO_2. In a general view, the best global performance of SIRANE was identified when estimating the levels of MP_10. The mesoscale model CMAQ has been previously subject of studies in the RMGV. This software was employed as comparison parameter with SIRANE results. The pollutant concentrations calculated by SIRANE was closed to the values obtained by the monitoring station of Jardim Camburi than CMAQ's ones. There were also a great similarity between the statistical indexes correlation coefficient and normalized mean square error.

Keywords: air pollution, air quality monitoring, atmospheric dispersion modeling, SIRANE.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Visualização do escoamento ao redor de um obstáculo 18
Figura 1.2 – Representação da geometria urbana: a) cânion urbano; b) dossel urbano . . . 19
Figura 3.1 – Padrões nacionais e estaduais de qualidade do ar e diretrizes da OMS. O tempo de média considerado para o cálculo da concentração do poluente está indicado entre parênteses 23
Figura 3.2 – Escalas locais de dispersão de poluentes atmosféricos 25
Figura 3.3 – Representação da geometria urbana no modelo SIRANE: a) geometria real; b) volume das ruas; c) cânions de ruas; d) rede de ruas 30
Figura 3.4 – Componentes do modelo SIRANE. a) Modelando um bairro por uma rede de ruas. b) Modelo de caixa para cada rua, com o correspondente balanço de fluxo. c)Interseções de ruas. d) Pluma Gaussiana modificada ao nível do telhado 31
Figura 3.5 – Descrição da geometria urbana no modelo SIRANE. As regiões amarelas representam os cânions de ruas modelados no dossel urbano e a região cinzenta não é modelada no dossel. A linha azul representa a interface dossel urbano-atmosfera exterior 32
Figura 3.6 – Estrutura do escoamento em um cânion de rua 33
Figura 3.7 – Modelo do fluxo de ar no plano horizontal em uma interseção de rua: a) Linhas de correntes no plano horizontal; b) Fluxo vertical na interseção de duas ruas com diferentes larguras ($Fluxo_{rua,1} > Fluxo_{rua,2}$) 33
Figura 3.8 – Estrutura vertical da camada limite atmosférica urbana em condições neutras 34
Figura 3.9 – Modelagem da transferência de poluentes ao nível do telhado como uma série de fontes pontuais. A seta indica a direção do vento, as fontes pontuais estão representadas pelos pontos e a pluma gaussiana formada em cada fonte está representada pela região tracejada 35
Figura 4.1 – Geometria urbana definida para as simulações dos casos hipotéticos 1 e 2: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas 37
Figura 4.2 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 3: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas 37
Figura 4.3 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 4: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas 38

Figura 4.4 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 5: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas 38
Figura 4.5 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 6: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas 39
Figura 4.6 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 7: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas. Não há edificações na quadra central do bairro 39
Figura 4.7 – Localização do bairro de estudo Jardim Camburi na RMGV 43
Figura 4.8 – Localização do bairro de estudo Jardim Camburi no município de Vitória . . 44
Figura 4.9 – Geometria real do bairro Jardim Camburi 45
Figura 4.10–Simpificação da geometria do bairro Jardim Camburi. Em amarelo estão representados os edifícios do bairro. As setas em vermelho apontam as principais vias de tráfego do bairro 46
Figura 4.11–Bairro Jardim Camburi representado por uma rede de ruas. Os pontos amarelos correspondem aos nós dos segmentos de ruas 47
Figura 4.12–Localização das fontes de emissão da RMGV identificadas no Inventário: a) localização das fontes industriais (pontuais); b) identficação das vias de tráfego primárias; c) representação das vias de tráfego secundárias 50
Figura 4.13–Fator de ajuste horário para veículos leves 51
Figura 4.14–Frequência de cobertura de nuvens no período de estudo 53
Figura 4.15–Rosa dos ventos no período de 22/07/2012 a 31/07/2012 na estação meteorológica do aeroporto Eurico de Aguiar Salles 54
Figura 4.16–Referência da direção do vento: a) no modelo SIRANE; b) na estação meteorológica do aeroporto de Vitória. 55
Figura 4.17–Concentrações de fundo: a) MP_{10}; b) SO_2 56
Figura 4.18–Balanço de massa em um cânion de rua. 59
Figura 4.19–Reflexão da pluma no topo do dossel urbano e na CLA 62
Figura 5.1 – Modelo de volume das ruas dos casos hipotéticos (vista superior): a) casos 1 e 2; b) caso 3; c) caso 4; d) caso 5; e) casos 6 e 7. 64
Figura 5.2 – Evolução espacial da concentração média de MP_{10} considerando diferentes direções do vento externo (indicado pelas setas). Caso 1: a) 135°; b) 180°; c) 270°. Caso 2: d) 135°; e) 180°; f) 270° 65

Figura 5.3 – Evolução espacial da concentração média de MP_{10} considerando diferentes direções do vento externo (indicado pelas setas). Caso 3: a) 135°; b) 180°; c) 270°. Caso 4: d) 135°; e) 180°; f) 270°. Caso 5: g) 135°; h) 180°; i) 270°. . . 66
Figura 5.4 – Evolução espacial da concentração média de MP_{10} considerando diferentes direções do vento externo (indicado pelas setas). Caso 6: a) 135°; b) 180°; c) 270°. Caso 7: d) 135°; e) 180°; f) 270°. 67
Figura 5.5 – Visualização do transporte de poluentes em uma interseção de ruas do caso 2 (direção do vento = 270°). 68
Figura 5.6 – Caso hipotético 2 com direção do vento igual a 270°: variação da concentração de poluentes ao longo da rua indicada pela seta branca. 69
Figura 5.7 – Caso hipotético 4 com direção do vento igual a 270°: variação da concentração de poluentes ao longo da rua indicada pela seta branca. 69
Figura 5.8 – Caso hipotético 6 com direção do vento igual a 270°: variação da concentração de poluentes ao longo da rua indicada pela seta branca. 70
Figura 5.9 – Geometria do bairro Jardim Camburi (vista superior). 71
Figura 5.10–Visualização do modelo de volume das ruas do bairro Jardim Camburi (vista superior). 71
Figura 5.11–Evolução espacial e temporal da concentração horária média de MP_{10} no bairro Jardim Camburi, para o cenário 1 e nos seguintes horários do dia 22/07/2012: a) 3h; b) 8h; c) 13h; d) 16h; e) 20h; f) 24h. 72
Figura 5.12–Evolução espacial e temporal da concentração horária média de SO_2 no bairro Jardim Camburi, para o cenário 1 e nos seguintes horários do dia 22/07/2012: a) 3h; b) 8h; c) 13h; d) 16h; e) 20h; f) 24h. 73
Figura 5.13–Evolução espacial e temporal da concentração horária média de SO_2 no bairro Jardim Camburi: cenário 1, às 8h do dia 22/07/2012 74
Figura 5.14–Evolução espacial das concentrações médias de MP_{10} no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3 75
Figura 5.15–Evolução espacial das concentrações máximas de MP_{10} no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3 75
Figura 5.16–Evolução espacial das concentrações médias de SO_2 no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3 76
Figura 5.17–Evolução espacial das concentrações máximas de SO_2 no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3 76
Figura 5.18–Evolução temporal da concentração horária média de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3. 77
Figura 5.19–Evolução temporal da concentração horária média de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6. 78
Figura 5.20–Evolução temporal da concentração média de 24 horas de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3. 80

Figura 5.21–Evolução temporal da concentração horária média de SO_2 para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3. 81
Figura 5.22–Evolução temporal da concentração horária média de SO_2 para o bairro Jardim Camburi: d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6. 82
Figura 5.23–Evolução temporal da concentração média de 24 horas de SO_2 para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3. 84
Figura 5.24–Comparação por gráfico Q-Q das concentrações de MP_{10} medidas e simuladas: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3; d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6. A linha pontilhada representa a curva esperada. 85
Figura 5.25–Comparação por gráfico Q-Q das concentrações de SO_2 medidas e simuladas: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3; d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6. A linha pontilhada representa a curva esperada. 85
Figura 5.26–Evolução temporal da concentração média horária de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: comparação entre os resultados do SIRANE e do CMAQ (SANTIAGO, 2015). a) Cenário 1; b) Cenário 2; c) Cenário 3. 88

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Quantidade de ruas e nós definidos para as simulações dos casos hipotéticos 40
Tabela 4.2 – Emissões de linha consideradas nos casos hipotéticas 40
Tabela 4.3 – Dados meteorológicos utilizados para as simulações dos casos hipotéticos . 41
Tabela 4.4 – Características do local de medição dos dados meteorológicos 41
Tabela 4.5 – Parâmetros de entrada no SIRANE para os casos hipotéticos 42
Tabela 4.6 – Características dos poluentes analisados. 43
Tabela 4.7 – Emissões veiculares nas vias primárias do bairro Jardim Camburi segundo o inventário de fontes da RMGV 49
Tabela 4.8 – Emissões veiculares em vias secundárias do bairro Jardim Camburi 49
Tabela 4.9 – Emissões de origem residencial e comercial no município de Vitória e no bairro de estudo 52
Tabela 4.10–Características do local de medição e dos dados meteorológicos 53
Tabela 4.11–Parâmetros de entrada no SIRANE para o bairro Jardim Camburi 56
Tabela 4.12–Cenários de estudo 57
Tabela 4.13–Índices estatísticos usados para avaliar a performance do modelo SIRANE. C_{med} representa a concentração medida na estação Jardim Camburi e C_{sim} a concentração resultante das simulações 58
Tabela 5.1 – Concentrações médias e máximas calculadas e medidas na estação de Jardim Camburi 86
Tabela 5.2 – Resultado dos índices estatíticos para os cenários 1 a 3. Os valores ótimos e os critérios estão de acordo com Chang e Hanna (2004) e Chang et al. (2005). Os valores excedidos estão identificados em negrito 86
Tabela 5.3 – Resultado dos índices estatíticos para os cenários 4 a 6. Os valores ótimos e os critérios estão de acordo com Chang e Hanna (2004) e Chang et al. (2005). Os valores excedidos estão identificados em negrito 87

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 17

2 OBJETIVOS 21
2.1 OBJETIVO GERAL 21
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 21

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 22
3.1 POLUIÇÃO DO AR 22
3.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR 24
3.2.1 Modelos de qualidade do ar 24
3.2.1.1 Escalas de modelagem 24
3.2.1.1.1 Escala global 24
3.2.1.1.2 Mesoescala 24
3.2.1.1.3 Escala local 25
3.2.1.2 Abordagens da modelagem 25
3.2.1.2.1 Abordagem gaussiana 25
3.2.1.2.2 Abordagem euleriana 26
3.2.1.2.3 Abordagem lagrangiana 26
3.2.2 Escolha do modelo 27
3.3 APRESENTAÇÃO DO MODELO SIRANE 28
3.3.1 Geometria urbana 30
3.3.2 Modelagem das ruas 31
3.3.3 Modelagem das interseções 33
3.3.4 Modelagem da camada limite atmosférica 34
3.3.5 Modelagem gaussiana da dispersão atmosférica 35

4 METODOLOGIA 36
4.1 SIMULAÇÃO DE CASOS HIPOTÉTICOS 36
4.1.1 Cenário de simulação e dados de entrada do modelo 36
4.1.1.1 Geometria urbana 36
4.1.1.2 Dados de emissão e de concentração de fundo 40
4.1.1.3 Dados meteorológicos 40
4.1.1.4 Parâmetros gerais de entrada 41
4.2 APLICAÇÃO DO MODELO SIRANE A UM CASO REAL 42
4.2.1 Descrição do estudo de caso 42
4.2.2 Cenário de simulação e dados de entrada do modelo 44

4.2.2.1 Geometria urbana . . . 44
4.2.2.2 Dados de emissão . . . 47
4.2.2.2.1 Emissões veiculares . . . 48
4.2.2.2.2 Emissões residenciais e comerciais . . . 51
4.2.2.3 Dados meteorológicos . . . 52
4.2.2.4 Concentração de fundo . . . 55
4.2.2.5 Parâmetros gerais de entrada . . . 55
4.2.2.6 Cenários de estudo . . . 57
4.2.3 Comparação entre as medições locais e os resultados numéricos . . . 57
4.3 EQUAÇÕES BÁSICAS DO MODELO . . . 58
4.3.1 Modelagem das ruas e interseções . . . 58
4.3.2 Modelagem da camada limite atmosférica . . . 60
4.3.3 Modelagem gaussiana da dispersão atmosférica . . . 62

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES . . . 64
5.1 SIMULAÇÃO DE CASOS HIPOTÉTICOS . . . 64
5.1.1 Geometria urbana . . . 64
5.1.2 Concentrações médias de poluentes . . . 65
5.2 SIMULAÇÃO DE UM CASO REAL . . . 70
5.2.1 Geometria urbana . . . 70
5.2.2 Evolução espacial das concentrações de poluentes . . . 70
5.2.2.1 Concentrações médias e máximas . . . 74
5.2.3 Evolução temporal das concentrações de poluentes . . . 76
5.2.3.1 Material Particulado MP_{10} . . . 76
5.2.3.2 Dióxido de enxofre SO_2 . . . 79
5.2.4 Análise estatística dos resultados . . . 83
5.2.5 Comparação SIRANE x CMAQ . . . 87

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES . . . 90

REFERÊNCIAS . . . 92

1 INTRODUÇÃO

As emissões de poluentes atmosféricos provenientes das atividades urbanas e indutriais contribuem significativamente para a degradação da qualidade do ar. Esses impactos ambientais concentram-se frequentemente próximos a áreas densamente povoadas, refletindo negativamente na saúde da população urbana (TRUONG et al., 2016). O cenário se agrava considerando que, de acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), em 2014, 54% da população mundial vivia em áreas urbanas. Estima-se que no ano de 2050, a população urbana represente até 66% do total mundial. Aponta-se ainda que, no Brasil, cerca de 90% da população viverá em áreas urbanas em 2050 (NATIONS, 2014).

Diante disso, desde a década de 1980, políticas e legislações ambientais têm sido implementadas no Brasil. Essas iniciativas procuram levar as autoridades públicas a adotarem estratégias para gerenciar a poluição atmosférica e minimizar seus impactos negativos.

A Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), estabelecida pela Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, tem como um de seus objetivos o acompanhamento do estado da qualidade ambiental (art. 2º, VII). Além disso, esse dispositivo legal preconiza a avaliação dos impactos ambientais (art. 9º, III), incluindo os efeitos da poluição atmosférica.

O Decreto nº 99.274 de 06 de junho de 1990 regulamenta a PNMA e acrescenta importância ao monitoramento - particularmente nas áreas críticas de poluição (art. 1º, V) - como ferramenta de identificação e informação a respeito da existência de áreas degradadas ou ameaçadas de degradação (art. 1º, VI).

Além disso, a Resolução nº 5 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 15 de junho de 1989 instituiu o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR), listando o monitoramento como uma das medidas a serem tomadas pelos entes federativos. A resolução estabelece, entre outras coisas, a criação de uma Rede Básica de Monitoramento que deve ser implantada, segundo a Resolução nº 3 do CONAMA de 28 de junho de 1990, pelos Estados.

De acorco com o Relatório Anual de Qualidade do Ar de 2013 do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), no estado do Espírito Santo o monitoramento da qualidade do ar e das condições meteorológicas na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) é realizado utilizando dois conjuntos complementares de estações de monitoramento:

1. A rede automática de monitoramento da qualidade do ar (RAMQAr), em operação desde 2001 e contando, atualmente, com 9 estações; e

2. A rede manual de monitoramento de partículas sedimentáveis, em operação desde 2009 e contando, atualmente, com 10 pontos de monitoramento.

As estações da RAMQAr e da rede manual de monitoramento de partículas sedimentadas estão localizadas em quatro municípios da RMGV, em localizações consideradas estratégicas para o direcionamento de políticas de gestão e de controle. Porém, conforme informa o relatório, o número e a distribuição das estações em operação não são suficientes para a caracterização detalhada da poluição do ar em todo o seu território (IEMA, 2014).

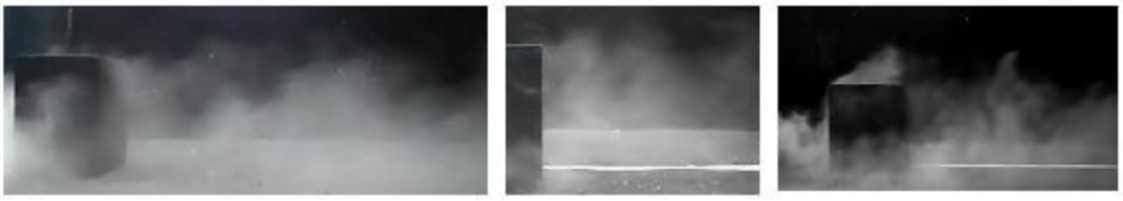
É importante ressaltar que a construção e a manutenção de uma rede de monitoramento de alta densidade pode ser um processo dispendioso (TRUONG et al., 2016). Por essa razão utiliza-se cada vez mais modelos que fornecem informações a curto prazo, colaborando para o monitoramento e economizando tempo nos processos de tomada de decisão. Motivo pelo qual a adoção de modelos de dispersão de poluentes torna-se importante como complemento às informações fornecidas pelas redes de monitoramento.

Os modelos de dispersão de poluentes são métodos baseados nas descrições matemáticas dos fenômenos que regem o transporte de poluentes na atmosfera. Esses métodos possuem o objetivo de estimar a evolução temporal e espacial dos poluentes e fornecer informações essenciais para estimar o impacto desses poluentes no meio ambiente e na saúde humana (SOULHAC et al., 2011).

Existem várias ferramentas de modelagem disponíveis que são desenvolvidas e aplicadas conforme as escalas de comprimento que caracterizam os fenômenos de dispersão. Segundo Soulhac et al. (2011), dentre as escalas existentes, a escala de bairro é a que tem sido menos estudada, embora essa escala esteja diretamente associada aos detalhes necessários (e.g. disposição e características das edificações) para o mapeamento de poluentes em áreas urbanas.

A dispersão de poluentes em uma área urbana é um tema particularmente complexo (GOULART, 2012). A presença de edifícios perturbam o escoamento e aumentam a turbulência, produzindo assim um padrão de dispersão complicado. A Figura 1.1 mostra como a presença de uma edificação altera o padrão de escoamento na região de sua vizinhança, refletindo no comportamento das plumas de poluentes nessa região. Dessa forma, é necessário que a modelagem da dispersão de poluentes na escala de bairro considere a modificação do escoamento atmosférico devido à presença das estruturas urbanas de uma cidade.

Figura 1.1 – Visualização do escoamento ao redor de um obstáculo



Fonte: (OLIVEIRA et al., 2012)

Nesse sentido, duas opções estão disponíveis para a modelagem dos fenômenos de dispersão em

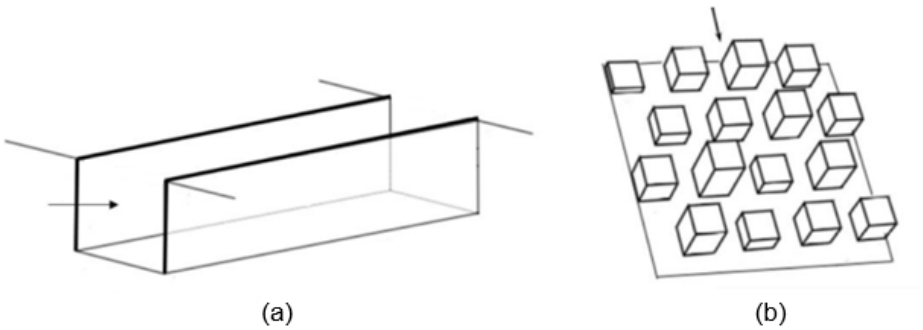
escala de bairro (SOULHAC et al., 2011):

- A reconstrução completa da geometria urbana dentro do domínio computacional e a solução do sistema das equações governantes por meio de dinâmica de fluidos computacional (CFD); ou
- A descrição simplificada da geometria urbana e a parametrização da transferência de massa e movimento dentro e acima do dossel urbano. O termo dossel urbano refere-se a um conjunto de edifícios considerando ruas e espaçamentos entre eles (CEZANA, 2015) (Figura 1.2b).

Já é possível realizar a modelagem da qualidade do ar urbano através de modelos de CFD (FLAHERTY; STOCK; LAMB, 2007; PONTIGGIA et al., 2011; AMORIM et al., 2013; GROMKE; BLOCKEN, 2015; ZHUNUSSOVA; JAEGER; ADAIR, 2017). No entanto, quando uma região muito extensa e complexa é considerada, a aplicação de CFD leva os custos computacionais a patamares inviáveis para fins operacionais, já que estes requerem uma resposta rápida da simulação (SOULHAC et al., 2011). Para esses casos, a abordagem deve se basear numa descrição simplificada da geometria urbana e dos fenômenos de transferência de poluentes.

Alguns modelos operacionais de dispersão de poluentes em ambientes urbanos foram desenvolvidos (e.g. ADMS-Urban, QUIC, SIRANE, etc.). O ADMS-Urban (CARRUTHERS et al., 1998) fornece um módulo para o cálculo da concentração em regiões cujo domínio é caracterizado por cânions urbanos. O termo cânion urbano refere-se a uma rua relativamente estreita entre edifícios que se alinham continuamente ao longo de ambos os lados (NICHOLSON, 1975) (Figura 1.2a). A concentração é calculada considerando a concentração de fundo devido à captura de poluentes pelo cânion e a concentração relacionada à contribuição direta das emissões de veículos dentro da rua.

Figura 1.2 – Representação da geometria urbana: a) cânion urbano; b) dossel urbano



Fonte: (CEZANA, 2015)

O sistema de modelagem de dispersão QUIC (Quick Urban and Industrial Complex) é um modelo de dispersão urbana de resposta rápida. Esse modelo emprega o módulo QUIC-URB,

responsável pelo cálculo do escoamento médio em torno de edifícios. A partir de algoritmos empíricos e da lei da conservação da massa, o módulo calcula rapidamente o escoamento 3D ao redor de edifícios complexos, oferecendo os resultados dos efeitos dos edifícios na dispersão de poluentes. Os custos computacionais desse sistema são baixos (SINGH et al., 2008).

SIRANE é um software operacional de modelagem da dispersão de poluentes em áreas urbanas adequado à escala de um bairro. O sistema é classificado como um modelo de redes de ruas e descreve, de forma simplificada, a geometria de uma região urbana real. O software é baseado na metodologia do modelo de caixa e adota relações paramétricas para descrever os fenômenos de transferência de massa de um poluente dentro e fora do dossel urbano (SOULHAC et al., 2011).

O presente trabalho se propõe a estudar o modelo SIRANE a fim de avaliar seu funcionamento e analisar seu desempenho quando aplicado a um domínio da Região Metropolitana da Grande Vitória.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o modelo de dispersão atmosférica SIRANE e analisar seu desempenho quando aplicado a um bairro da Região Metropolitana da Grande Vitória, estado do Espírito Santo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar simulações numéricas com o modelo SIRANE considerando casos hipotéticos;
- Coletar dados meteorológicos e de taxas de emissão das principais fontes poluidoras do bairo Jardim Camburi, município de Vitória, Espírito Santo;
- Realizar simulações numéricas de dispersão de poluentes com o modelo SIRANE no bairro Jardim Camburi;
- Comparar as concentrações de poluentes em Jardim Camburi simuladas pelo SIRANE e as concentrações medidas na estação de monitoramento da qualidade do ar do bairro.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 POLUIÇÃO DO AR

A Organização Mundial da Saúde (OMS) define poluição do ar como a "contaminação do ambiente interno ou externo por qualquer agente químico, físico ou biológico que modifique as características naturais da atmosfera" (WHO, [2017?]).

Nas últimas décadas, a poluição do ar tornou-se uma grande preocupação para a sociedade e para o poder público. O interesse por esse problema aumentou à medida que o conhecimento dos seus efeitos evoluiu (NGUYEN, 2017). A OMS estima que no ano de 2012, em todo o mundo, cerca de 7 milhões de pessoas morreram como resultado da exposição à poluição do ar. Esse número corresponde a uma em cada oito mortes globais (WHO, 2014). Diante disso, políticas públicas e legislações ambientais vêm sendo criadas a fim de que sejam adotadas medidas de gerenciamento da poluição do ar e seus impactos à saúde humana e ao meio ambiente sejam minimizados (SOULHAC et al., 2011).

A Resolução nº 3 de 28 de junho de 1990 do CONAMA define poluente atmosférico como "qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade".

Com base nessa definição, o número de substâncias consideradas poluentes atmosféricos é bastante elevado. Incluem-se desde poluentes comuns e abundantes em regiões urbanas, como material particulado e dióxido de enxofre, até substâncias pouco abundantes e com baixo limite de detecção como compostos radiativos ou alguns hidrocarbonetos (IEMA, 2014).

O monitoramento e controle dessas substâncias é realizados por meio de padrões preestabelecidos. Segundo a Resolução nº 3/1990 do CONAMA, os padrões de qualidade do ar são as concentrações de poluentes atmosféricos que, se ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população e causar efeitos adversos ao seu bem-estar, assim como dano à fauna, flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. A Figura 3.1 apresenta os padrões nacionais e do estado do Espírito Santo e as diretrizes da OMS.

Figura 3.1 – Padrões nacionais e estaduais de qualidade do ar e diretrizes da OMS. O tempo de média considerado para o cálculo da concentração do poluente está indicado entre parênteses

			$MP_{2,5}$ [µg/m^3]	MP_{10} [µg/m^3]	PTS [µg/m^3]	PS [g/m^2. 30 dias]	SO_2 [µg/m^3]	NO_2 [µg/m^3]	O_3 [µg/m^3]	CO [µg/m^3]	Fumaça [µg/m^3]
Padrão Nacional (CONAMA nº 03/90)	Curta exposição	Padrão primário	-	150 * (24h)	240* (24h)	-	365* (24h)	320 (1h)	160* (1h)	10.000* (8h) 40.000* (1h)	150 * (24h)
		Padrão secundário	-	150 * (24h)	150* (24h)	-	100* (24h)	190 (1h)	160* (1h)	10.000* (8h) 40.000* (1h)	100* (24h)
	Longa exposição	Padrão primário	-	50 (Ano♣)	80 (Ano♦)	-	80 (Ano♣)	100 (Ano♣)	-	-	60 (Ano♣)
		Padrão secundário	-	50 (Ano♣)	60 (Ano♦)	-	40 (Ano♣)	100 (Ano♣)	-	-	40 (Ano♣)
Metas e Padrão Estadual (Decreto nº 3463-R 2013)	Curta exposição	MI1-ES	-	120 (24h)	180 (24h)	14	60 (24h)	240 (1h)	140 (8h)	-	-
		MI2-ES	50 (24h)	80 (24h)	170 (24h)	-	40 (24h)	220 (1h)	120 (8h)	-	-
		MI3-ES	37 (24h)	60 (24h)	160 (24h)	-	30 (24h)	210 (1h)	110 (8h)	-	-
		PF-ES	25 (24h)	50 (24h)	150 (24h)	-	20 (24h)	200 (1h)	100 (8h)	10.000 (8h) 30.000 (1h)	-
	Longa exposição	MI1-ES	-	45 (Ano♣)	65 (Ano♦)	-	40 (Ano♣)	50 (Ano♣)	-	-	-
		MI2-ES	20 (Ano♣)	33 (Ano♣)	63 (Ano♦)	-	30 (Ano♣)	45 (Ano♣)	-	-	-
		MI3-ES	15 (Ano♣)	25 (Ano♣)	62 (Ano♦)	-	20 (Ano♣)	42 (Ano♣)	-	-	-
		PF-ES	10 (Ano♣)	20 (Ano♣)	60 (Ano♦)	-	-	40 (Ano♣)	-	-	-
Diretriz OMS	Curta exposição		25 (24h)	50 (24h)	-	-	20 (24h) 500 (10min)	200 (1h)	100 (8h)	10.000 (8h) 30.000 (1h)	-
	Longa exposição		10 (Ano♣)	20 (Ano♣)	-	-	-	40 (Ano♣)	-	-	-

*Não pode ser excedido mais que uma vez por ano. ♣ Média Aritmética Anual. ♦ Média Geometria Anual

Fonte: (IEMA, 2014)

3.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR

O monitoramento da qualidade do ar pode ser feito por duas diferentes abordagens: medições diretas da concentração de poluentes e modelagem da dispersão atmosférica. Segundo Nguyen (2017), as medições diretas permitem alcançar dados mais confiáveis. Por outro lado, a distribuição das estações de monitoramento é heterogênea, o que dificulta a avaliação dos níveis de concentração em todo um domínio. Os modelos de dispersão atmosférica permitem estimar a qualidade do ar com uma melhor resolução espaço-temporal em toda uma área de estudo. Apesar de serem considerados menos precisos devido às simplificações adotadas na simulação, os modelos são importantes para complementar as informações fornecidas pelas estações de monitoramento (IEMA, 2014).

3.2.1 Modelos de qualidade do ar

3.2.1.1 Escalas de modelagem

Os fenômenos de dispersão atmosférica e as reações físico-químicas que ocorrem em uma ampla gama de escalas espaço-temporais exercem influência sobre a qualidade do ar. Dessa forma, cada modelo é adaptado a uma escala espaço-temporal particular conforme sua aplicação. Em geral, segundo Nguyen (2017), os modelos de qualidade do ar podem ser divididos em três categorias principais: modelos globais, modelos de mesoescala e modelos à nível local.

3.2.1.1.1 Escala global

Os modelos de dispersão de escala global determinam a evolução dos níveis de poluição em toda a atmosfera terrestre. Esses modelos resolvem as equações em malhas que abrangem todas as camadas da atmosfera (troposfera, estratosfera, mesosfera e termosfera). Geralmente, essas malhas possuem resolução horizontal de alguns graus de latitude e longitude. Modelos globais são utilizados, por exemplo, para estudar os impactos produzidos pelas mudanças climáticas (NGUYEN, 2017). Alguns exemplos de modelos em escala global são: LMDz-INCA (HAUGLUSTAINE et al., 2004), GEOS-CHEM (BEY et al., 2001) e MOZART (BRASSEUR et al., 1998; HAUGLUSTAINE et al., 1998; EMMONS, 2010).

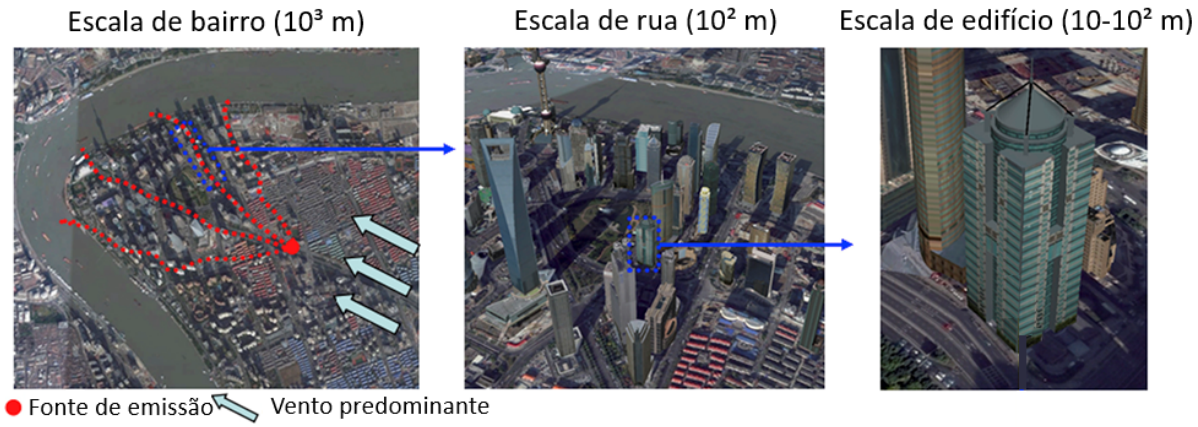
3.2.1.1.2 Mesoescala

Os modelos de mesoescala descrevem a evolução das concentrações de poluentes nas camadas inferiores da atmosfera. Esses modelos agrupam as escalas continental e regional e resolvem as equações em malhas que possuem resolução espacial variando de algumas dezenas de quilômetros a algumas unidades de quilômetros. Os modelos de mesoescala são usados, por exemplo, para analisar a qualidade do ar e estudar os fenômenos de formação do ozônio troposférico (NGUYEN, 2017). Alguns exemplos são: CHIMERE (MENUT et al., 2014), CAMx (ENVIRON, 2014) e CMAQ (BYUN; CHING et al., 1999).

3.2.1.1.3 Escala local

Os modelos de escala local avaliam a qualidade do ar na camada limite atmosférica (CLA), parte mais baixa da troposfera e sujeita à influência da superfície terrestre. No conjunto desses modelos incluem-se os modelos de escala de bairro, de rua e de edifício (Figura. Em escala local as equações são resolvidas em malhas que possuem resolução horizontal variando de algumas dezenas de quilômetros até algumas dezenas de metros (SOULHAC et al., 2011). Segundo Nguyen (2017), esses modelos são utilizados para avaliar a qualidade do ar na escala urbana e para estudar a dispersão atmosférica de fontes permanentes ou acidentais. São exemplos de modelos em escala local: SIRANE (SOULHAC et al., 2011), SIRANERISK (CIERCO et al., 2010; SOULHAC et al., 2016), ADMS-Urban (CARRUTHERS et al., 1998), OSPM (BERKOWICZ, 2000), QUIC (SINGH et al., 2008) e os modelos de CFD como o FLUENT (FLUENT, 2009).

Figura 3.2 – Escalas locais de dispersão de poluentes atmosféricos



Fonte: Adaptado de Cui, Li e Tao (2016)

3.2.1.2 Abordagens da modelagem

Os modelos de qualidade do ar também podem ser classificados segundo as formulações utilizadas para a resolução das equações de dispersão atmosférica. As três principais abordagens são: gaussiana, euleriana e lagrangiana (NGUYEN, 2017).

3.2.1.2.1 Abordagem gaussiana

A abordagem gaussiana combina modelos de plumas gaussianas e modelos de "puffs"(ou liberações instantâneas) gaussianos. É encontrada uma solução analítica da equação de advecção-difusão (Equação 3.1), indicando que a distribuição da concentração no plano perpendicular ao vento é gaussiana. Essa solução é determinada assumindo que as condições climáticas são

uniformes e que a topografia e as emissões são constantes. Além disso, a abordagem considera que a difusão molecular é insignificante em comparação com a difusão turbulenta, sendo esta última considerada uniforme (NGUYEN, 2017).

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u.\nabla c = \nabla.(D\nabla c) + S \tag{3.1}$$

As aproximações dos modelos gaussianos não lhes permitem modelar a dispersão atmosférica em um escoamento complexo (presença de obstáculos, terreno heterogêneo etc.). Os modelos gaussianos são aplicados em escala local e têm a vantagem de ter um custo de computacional relativamente baixo. Assim, eles são bem adaptados aos estudos operacionais (NGUYEN, 2017). Alguns exemplos de modelos gaussianos são: ADMS (CARRUTHERS et al., 1994), AERMOD (CIMORELLI et al., 2005), CALPUFF (SCIRE et al., 2000) e CALINE (BENSON, 1992).

3.2.1.2.2 Abordagem euleriana

A Equação 3.1 só possui solução analítica para os casos mais simples (e.g. solução gaussiana). Em casos mais complexos, as abordagens numéricas devem ser utilizadas. Afim de se chegar a uma solução numérica, as equações são discretizadas no espaço e no tempo e são resolvidas de forma determinística em uma malha. Considera-se que as variáveis temperatura, velocidade, concentração, etc., são uniformes em cada malha. Na abordagem euleriana, o domínio modelado é fixo no espaço e as trocas materiais (advecção e difusão) são consideradas através das paredes das malhas. A precisão da representação dos fenômenos de dispersão depende da resolução da malha utilizada.

Uma importante desvantagem decorrente da adoção desse método é seu elevado custo computacional. Limita-se a resolução da malha ao poder computacional das máquinas utilizadas. As vantagens desse tipo de modelo, por outro lado, são a resolução completa das equações e a possibilidade de se trabalhar com casos mais complexos (e.g. considerando relevo, edifícios, etc.). Além disso, essa abordagem pode ser utilizada em diferentes escalas (global, mesoescala e local).

Os modelos eulerianos são utilizados, por exemplo, para estudos de qualidade do ar (NGUYEN, 2017). Alguns exemplos são: CHIMERE (MENUT et al., 2014), CAMx (ENVIRON, 2014), CMAQ (BYUN; CHING et al., 1999) e WRF-Chem (GRELL et al., 2005).

3.2.1.2.3 Abordagem lagrangiana

A abordagem lagrangiana é uma abordagem estocástica, ou seja, envolve a análise de dados originados de eventos aleatórios. Esse método consiste em determinar as trajetórias de um grande número de partículas e calcular a probabilidade de sua presença em um ponto do espaço estudado.

Permitem-se assim deduções de dados estatísticos como a concentração média de poluentes em um ponto do domínio observado.

De acordo com Nguyen (2017), os modelos lagrangianos são geralmente acoplados a modelos eulerianos que determinem o escoamento no qual as partículas se dispersam. A desvantagem dessa abordagem é seu custo computacional relativamente alto. Porém, assim como na abordagem euleriana, os modelos lagrangianos têm a vantagem de resolver completamente as equações e possibilitam o estudo de casos mais complexos (e.g. que consideram relevo, edifícios, etc.).

Em geral, esse tipo de modelo é utilizado para estudos do impacto de lançamentos acidentais ou pontuais (NGUYEN, 2017). Alguns exemplos são: HYSPLIT (DRAXLER; HESS, 1997) e FLEXPART (STOHL et al., 2005).

3.2.2 Escolha do modelo

A escolha de um modelo de dispersão atmosférica em um estudo depende da escala espaço-temporal dos fenômenos observados e da complexidade do campo de estudo. A escolha também deve ser orientada pelo nível de detalhamento exigido e o poder computacional disponível. Esse último critério é essencial para a definição dos modelos aplicados na previsão da qualidade do ar em estudos operacionais (NGUYEN, 2017).

É importante lembrar que durante o processo de escolha do modelo que, devido à complexidade dos fenômenos atmosféricos, são aplicadas simplificações que os levam a prever os níveis reais de concentração com precisões restritas. Dessa forma, as concentrações de poluentes medidas em campo ainda são consideradas mais confiáveis do que as concentrações obtidas através desses métodos numéricos. Por outro lado, as simulações permitem o mapeamento dos níveis de poluição em áreas de interesse com uma resolução espaço-temporal que exigiria uma estutura de medição dispendiosa e complexa. O emprego dos modelos de dispersão atmosférica também possibilita a realização de estudos em diferentes cenários, incluindo cenários passados e futuros, que não necessariamente refletem os parâmetros atualmente presentes na região de interesse. Estes estudos são realizados, por exemplo, para prever as consequências associadas à construção de novas estradas ou à implementação de um determinado projeto de planejamento urbano. Os modelos também permitem avaliar a contribuição de fontes específicas sobre os níveis de poluição, além de proporcionarem previsões de qualidade do ar a curto prazo (qualidade do ar urbano) e a longo prazo (mudanças climáticas) (NGUYEN, 2017).

Neste trabalho, o fluxo de escolha do modelo empregado distingue-se do fluxo habitual. Em vez de partir dos parâmetros de região de interesse, capacidade computacional disponível e objetivos do estudo, resolveu-se desde o princípio adotar o modelo SIRANE. Essa escolha foi feita justamente com o objetivo de verificar a validade do modelo para o emprego em estudos operacionais conduzidos na RMGV.

SIRANE é um modelo de qualidade do ar dedicado à escala local, especializado em regiões

urbanas e que permite avaliar os níveis de concentração com uma resolução espacial na ordem de dez metros (Nguyen (2017) e Soulhac et al. (2011)). Pode-se considerar que SIRANE utiliza a abordagem euleriana no cálculo das concentrações de poluentes no dossel urbano, ou seja, o volume modelado é fixo no espaço e as trocas materiais são consideradas através de suas paredes. Já para o cálculo das concentrações de poluentes na região acima do dossel urbano, a abordagem gaussiana é empregada.

O modelo já foi submetido a testes de validação de túnel de vento (SOULHAC, 2000; CARPENTIERI et al., 2012; SALEM et al., 2015) e estudos de comparação com medições de campo Soulhac et al. (2012), Soulhac et al. (2017) na cidade de Lyon, na França. O modelo também foi utilizado em estudos sobre qualidade do ar na Itália, nas cidades de Florença (GIAMBINI et al., 2011) e Milão (BIEMMI et al., 2010). Além disso, o software tem sido adotado pelas autoridades locais francesas para o gerenciamento da poluição do ar (SOULHAC et al., 2017). Devido aos bons resultados do modelo nessas regiões e às particularidades da RMGV frente a essas cidades (e.g. alta densidade de edifícios), julgou-se pertinente verificar a possibilidade de sua utilização na cidade de Vitória.

3.3 APRESENTAÇÃO DO MODELO SIRANE

SIRANE é um modelo operacional de dispersão de poluentes em áreas urbanas. Segundo Nguyen (2017), na escala urbana, são três as principais abordagens ao se modelar a dispersão atmosférica de forma operacional. Essas abordagens diferem entre si no detalhamento da geometria urbana e no custo computacional. São elas: modelos de cânion de rua, modelos de rede de rua e modelos que consideram os detalhes dos edifícios.

Os modelos de cânion de rua, como CALINE (BENSON, 1992) e ADMS-Urban (CARRUTHERS et al., 1998), geralmente são modelos gaussianos modificados ou modelos que resolvem o escoamento atmosférico sem considerar explicitamente a influência de edifícios. Esses modelos consideram indiretamente os efeitos dos edifícios a partir de relações paramétricas que simulam o fenômeno do aprisionamento nos cânions de ruas (HERTEL; BERKOWICZ, 1989).

Os modelos que consideram os detalhes dos edifícios, como QUIC-URB (BROWN et al., 2009) e Micro Swift Spray (MOUSSAFIR et al., 2004), resolvem o escoamento atmosférico no dossel urbano de maneira detalhada. A dispersão atmosférica é determinada a partir de uma abordagem lagrangiana ou euleriana.

Os modelos de CFD, por outro lado, não são considerados soluções operacionais devido ao seu alto custo computacional. Faz-se concessão em áreas muito pequenas (e.g. estudo de algumas ruas).

O modelo de rede de ruas introduzido por Soulhac (2000) baseia-se em uma representação simplificada da geometria urbana e na parametrização dos principais fenômenos do escoamento

em áreas urbanas. Conforme destacado por Soulhac, Perkins e Salizzoni (2008), a qualidade do ar urbano depende do transporte e da dispersão de poluentes na CLA localizada acima do dossel urbano e envolve movimentos em uma ampla escala de comprimento e de tempo. Dentro de ruas individuais, entretanto, a proximidade das fontes de emissão sugere que uma parcela significativa da poluição ocorre dentro da rua e dependem somente de variáveis locais. O escoamento dentro da rua geralmente é conduzido pelo vento acima do nível do telhado e desempenha um papel importante na determinação das concentrações de poluentes. É razoável supor que um modelo para concentração de poluentes nas ruas da cidade poderia ser construído considerando como os poluentes emitidos por fontes locais são transportados e dispersos pelo fluxo gerado dentro das ruas pelo vento externo ao nível do telhado.

O modelo SIRANE foi desenvolvido a partir dessa ideia. As concentrações de poluentes na rede de ruas de uma cidade são calculadas como uma função da geometria das ruas, das condições meteorológicas externas e das emissões locais (SOULHAC; PERKINS; SALIZZONI, 2008). Com esse modelo é possível trabalhar em escala de bairro, adquirindo-se uma malha bem fina e levando em consideração poluentes emitidos a partir de fontes de linha (e.g. emissões veiculares) e fontes pontuais (e.g. chaminés) (SOULHAC et al., 2011).

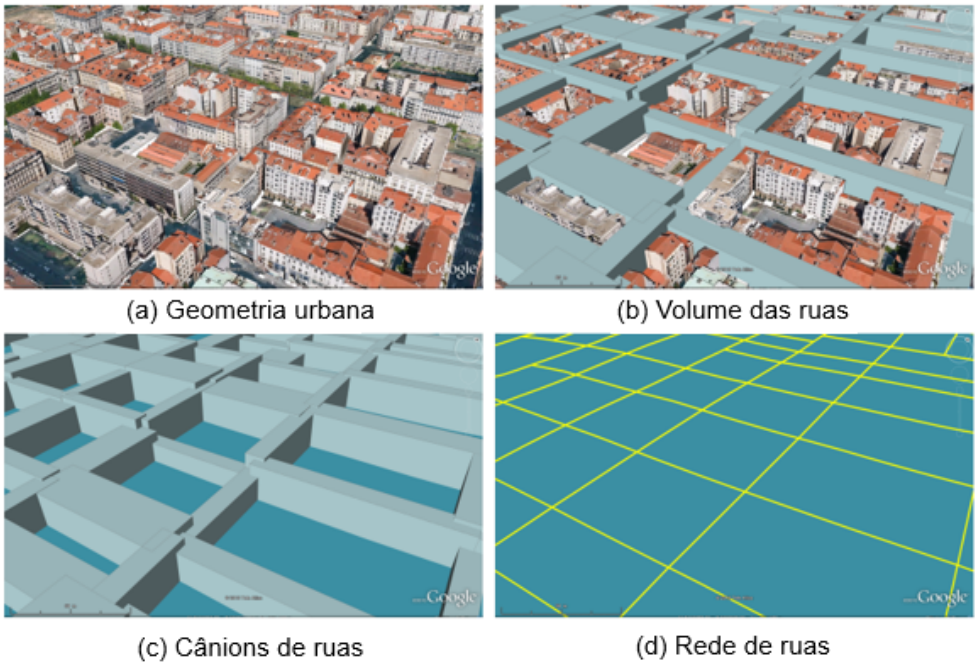
No modelo, a dispersão de poluentes é calculada em cada intervalo de tempo. As concentrações são calculadas sem considerar informações do intervalo de tempo precedente, desprezando-se assim a contribuição das emissões de poluentes do intervalo de tempo anterior. Essa consideração se configura em uma limitação para casos em que o vento persiste calmo por um intervalo de tempo grande, uma vez que, sob essas condições, pode haver acúmulo de poluentes na região. Esse acúmulo não seria considerado nos cálculos (SOULHAC et al., 2011), uma vez que pertence a uma emissão ocorrida em um intervalo de tempo passado.

SIRANE calcula o escoamento e a dispersão de poluentes dentro do dossel urbano e na CLA acima do dossel. Para isso, o modelo é dividido em dois módulos: dossel urbano e atmosfera externa (SOULHAC et al., 2011). As ruas do bairro são modeladas como uma rede simplificada de segmentos de ruas conectados, representados por caixas (Figura 3.3). O escoamento em cada rua é governado pelo vento externo e assume-se que o poluente é uniformemente misturado dentro do volume da rua (SOULHAC et al., 2011). Duas componentes principais são consideradas: a primeira refere-se ao transporte e à dispersão de poluentes por convecção dentro de uma rua da cidade para qualquer direção do vento relativa ao eixo da rua; e a segunda diz respeito à forma com que a transferência de massa ocorre nas interseções das ruas (SOULHAC; PERKINS; SALIZZONI, 2008). Além disso, também é considerada a transferência devido ao efeito da turbulência na interface entre a rua e a atmosfera externa (SALIZZONI; SOULHAC; MEJEAN, 2009).

O escoamento acima da rede de ruas é descrito pela teoria da similaridade de Monin-Obukhov. A presença da subcamada rugosa acima do dossel urbano é negligenciada e o escoamento externo é considerado uniforme no plano horizontal. Um modelo de pluma gaussiana calcula a

advecção e a difusão de poluentes acima do dossel (Figura 3.4), com os desvios padrões σ_y e σ_z parametrizados pela teoria da similaridade (SOULHAC et al., 2011).

Figura 3.3 – Representação da geometria urbana no modelo SIRANE: a) geometria real; b) volume das ruas; c) cânions de ruas; d) rede de ruas



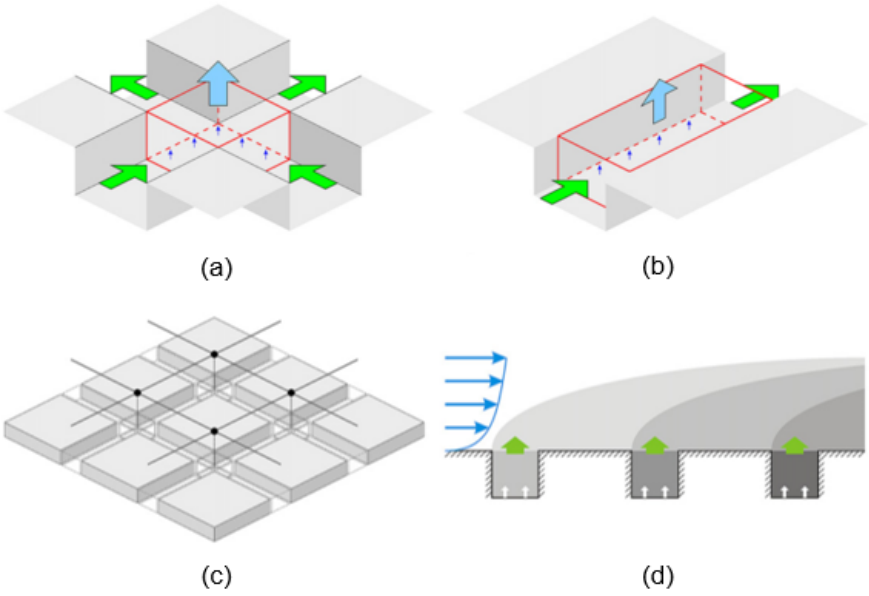
Fonte: Adaptado de Nguyen (2017)

3.3.1 Geometria urbana

A geometria urbana real apresenta diferentes elementos: ruas, terrenos abertos e prédios (Figura 3.5a), com geometrias com diferentes graus de complexidade. O escoamento nesse domínio é caracterizado por regiões de recirculação que retém poluentes abaixo de uma interface fictícia localizada aproximadamente ao nível do telhado (Figura 3.5c) (SOULHAC et al., 2011). Essa região abaixo da interface fictícia é chamada de dossel urbano. A regiao acima é a atmosfera externa.

O dossel é constituído de espaços interconectados (ruas) e isolados (pátios, praças, rios, terrenos abertos, etc.). Uma vez que as emissões raramente estão nos espaços isolados, sua presença é negligenciada e assume-se que eles não contribuem para a transferência de massa dentro do dossel. A concentração de poluentes nessas regiões é considerada igual a do ar imediatamente acima do nível do telhado no escoamento atmosférico externo. Uma pluma de poluentes emitidos ao nível do solo em um terreno aberto será deslocada para o nível do telhado. Como mostram as Figuras 3.5b e 3.5c, a transição entre uma região de terreno aberto e o dossel urbano é definido por uma interface dossel-atmosfera abrupta (SOULHAC et al., 2011).

Figura 3.4 – Componentes do modelo SIRANE. a) Modelando um bairro por uma rede de ruas. b) Modelo de caixa para cada rua, com o correspondente balanço de fluxo. c)Interseções de ruas. d) Pluma Gaussiana modificada ao nível do telhado



Fonte: Soulhac et al. (2011)

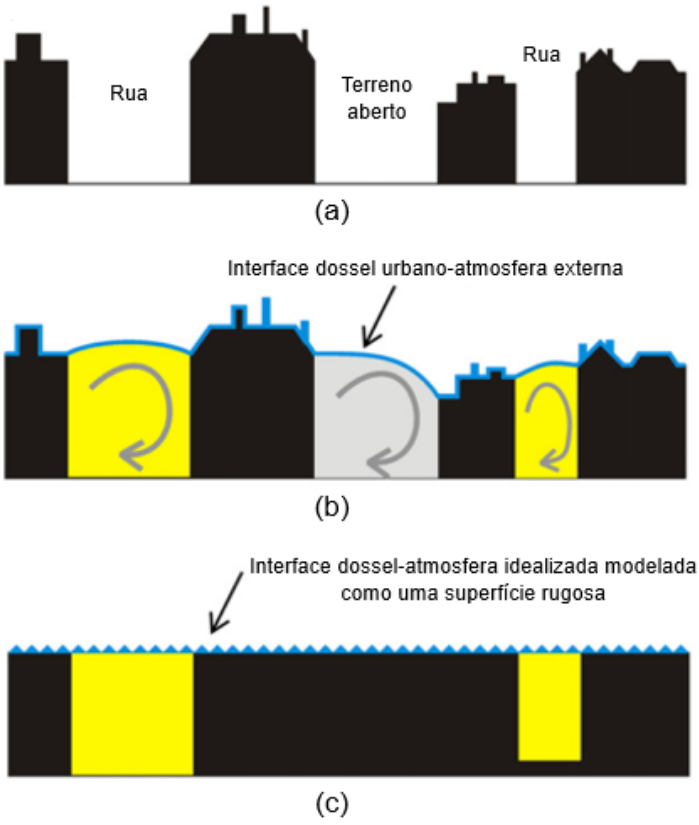
Na definição de sua geometria, SIRANE negligencia a influência da topografia na dispersão de poluentes e modela os efeitos de detalhes de menor escala da geometria dos prédios como uma rugosidade das paredes uniformemente distribuída. A geometria dos prédios em um bairro urbano pode ser muito complexa para ser representada em um modelo operacional, dessa forma, uma simplificação é necessária. A abordagem adotada pelo SIRANE é representar o bairro como uma rede de ruas conectadas, cada rua com uma seção retangular (SOULHAC et al., 2011).

Apesar das simplificações, no módulo do dossel urbano a geometria das ruas é representada explicitamente. No módulo do escoamento externo, o efeito global do dossel no escoamento na CLA é modelado por um comprimento de rugosidade aerodinâmica e uma altura de deslocamento. Dessa forma, a abordagem adotada pelo SIRANE é bem adaptada para modelar um bairro caracterizado por alta densidade de prédios, porém não pode ser extendida para áreas com densidade esparsa de prédios (SOULHAC et al., 2011).

3.3.2 Modelagem das ruas

Conforme mostra a Figura 3.6, o escoamento em um cânion de rua é composto por uma recirculação na seção transversal da rua e por um fluxo longitudinal ao longo da rua (SOULHAC; PERKINS; SALIZZONI, 2008). Segundo Soulhac et al. (2011), a dinâmica desse escoamento depende dos detalhes da geometria da rua e do vento externo, por meio do qual é estabelecida a intensidade e a direção do fluxo dentro da rua.

Figura 3.5 – Descrição da geometria urbana no modelo SIRANE. As regiões amarelas representam os cânions de ruas modelados no dossel urbano e a região cinzenta não é modelada no dossel. A linha azul representa a interface dossel urbano-atmosfera exterior



Fonte: Adaptado de Soulhac et al. (2011).

SIRANE tem o objetivo de calcular as concentrações médias espaciais dentro da rua e não tem interesse nos detalhes do escoamento dentro dela. Dessa forma, o modelo se concentra em calcular a velocidade média do vento ao longo da rua, pois esta é responsável pelo fluxo advectivo médio no cânion (SOULHAC et al., 2011).

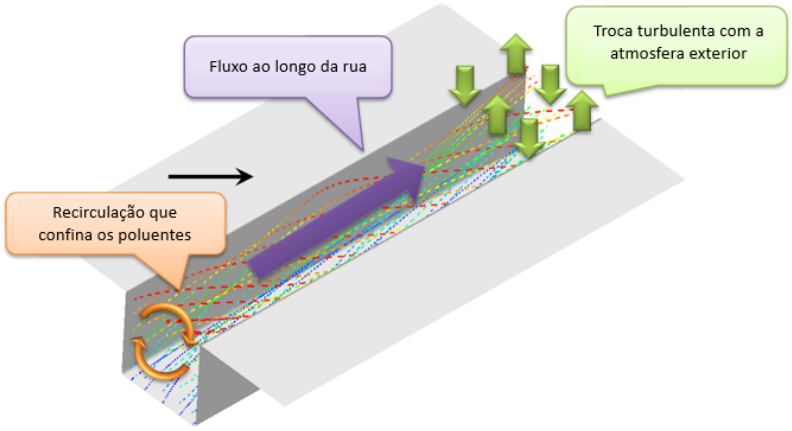
Esse fluxo longitudinal médio é resultado de um equilíbrio entre o arrasto provocado pelo escoamento externo e o atrito com as paredes do cânion e, portanto, depende da velocidade e direção do vento externo, da largura e altura da rua e da rugosidade das paredes dos edifícios (SOULHAC; PERKINS; SALIZZONI, 2008).

Conforme apresentado na Figura 3.4b, a concentração média em cada rua do bairro é modelada por um modelo de caixa (SOULHAC et al., 2011). Assim, é calculado o balanço de massa de poluentes entrando e saindo do volume de rua, considerando os seguintes fluxos:

- Fluxo de poluentes emitidos na rua devido ao tráfego de veículos;
- Fluxo advectivo de poluentes a montante da rua importados pela interseção;

- Fluxo advectivo de poluentes a jusante da rua;
- Fluxo difusivo de poluentes trocados por difusão turbulenta na interface dossel-atmosfera externa.

Figura 3.6 – Estrutura do escoamento em um cânion de rua

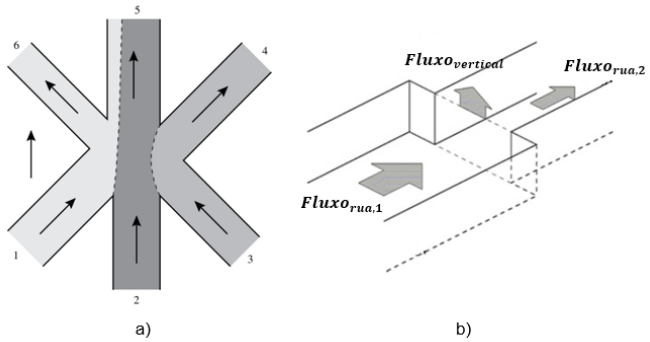


Fonte: Adaptado de Nguyen (2017)

3.3.3 Modelagem das interseções

A modelagem do escoamento em uma interseção visa determinar como os fluxos de ar são trocados entre as diversas ruas da interseção (SOULHAC et al., 2011). Os estudos realizados por Soulhac et al. (2009) mostraram que o fluxo em uma interseção de rua pode ser modelado levando em consideração dois comportamentos principais: o fluxo horizontal de uma rua para a outra; e o fluxo vertical entre o dossel urbano e atmosfera externa (Figura 3.7).

Figura 3.7 – Modelo do fluxo de ar no plano horizontal em uma interseção de rua: a) Linhas de correntes no plano horizontal; b) Fluxo vertical na interseção de duas ruas com diferentes larguras ($Fluxo_{rua,1} > Fluxo_{rua,2}$)



Fonte: Adaptado de Soulhac et al. (2009)

Conforme pode ser observado na Figura 3.7a, o fluxo de ar horizontal é calculado em um plano bidimensional. Essa suposição é feita com base nos estudos realizados por Soulhac et al. (2009), que concluíram que as linhas de corrente dificilmente se cruzam e, portanto, há pouca variação vertical no fluxo médio em qualquer ponto da interseção.

O fluxo vertical entre o dossel e a atmosfera externa é calculado pelo balanço dos fluxos entrando e saindo da interseção. Como mostra a Figura 3.7b, quando o fluxo de ar através da seção transversal à jusante e à montante da interseção são diferentes, o resultado é um fluxo vertical.

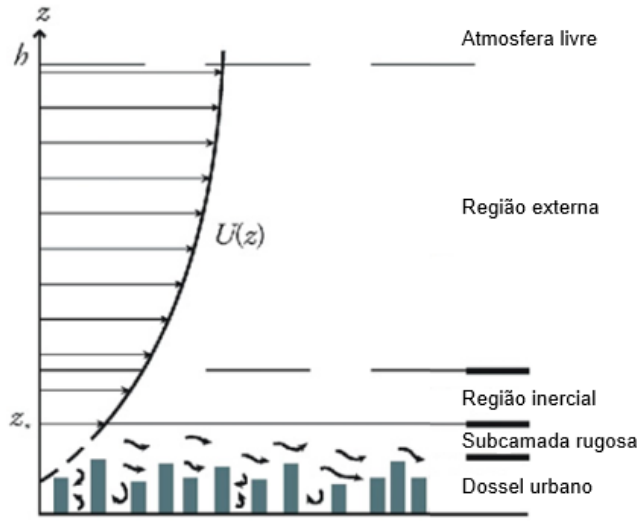
3.3.4 Modelagem da camada limite atmosférica

Segundo Soulhac et al. (2011), a descrição do fluxo na camada limite atmoférica no modelo SIRANE tem três objetivos principais:

- Determinar as características da turbulência e do fluxo atmosférico necessários para estimar a dispersão dos poluentes na atmosfera externa;
- Calcular os parâmetros que descrevem o fluxo no dossel urbano em função do forçamento induzido pelo fluxo atmosférico externo;
- Avaliar a intensidade da turbulência atmosférica na parte inferior da camada limite a fim de estimar os fluxos turbulentos de poluentes entre o dossel e a atmosfera externa.

Dessa forma, a estrutura vertical da atmosfera na superfície da camada limite, que inclui a subcamada rugosa e a região inercial apresentada na Figura 3.8, é modelada através da teoria da similaridade de Monin-Obukhov, cuja equaçao será apresentada no próximo capítulo.

Figura 3.8 – Estrutura vertical da camada limite atmosférica urbana em condições neutras



Fonte: Adaptado de Soulhac et al. (2011)

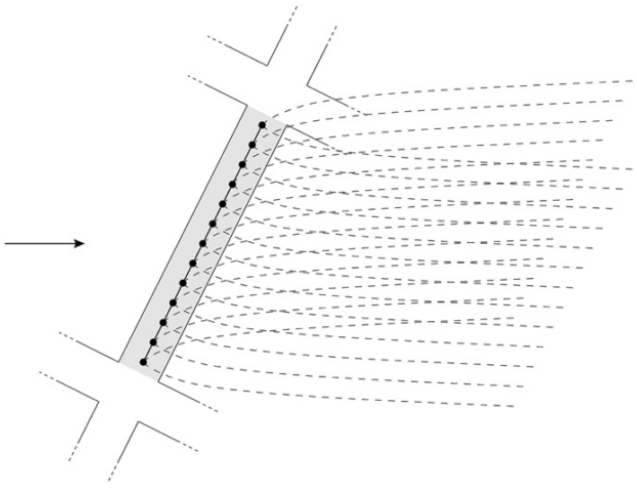
Para esse cálculo, algumas simplificações sao adotadas: a presença da subcamada rugosa é negligenciada e o fluxo é considerado homogêneo no plano horizontal, variando apenas verticalmente. A partir daí e dos dados de entrada do modelo (meteorologia e características da região de estudo), SIRANE calcula o perfil de velocidade da camada limite atmosférica.

3.3.5 Modelagem gaussiana da dispersão atmosférica

Os poluentes transportados na camada limite atmosférica urbana são emitidos por fontes elevadas (e.g. chaminés) ou dentro do dossel (e.g. emissões veiculares). Essas fontes são modeladas como uma série de fontes pontuais ao nível do telhado, conforme representado na Figura 3.9 (SOULHAC et al., 2011).

Os fenômenos de dispersão que ocorrem acima do nível do telhado são simulados por um modelo de pluma gaussiana. Conforme mostra a Figura 3.4d, cada interseção e cada rua se tornam a fonte de uma pluma responsável por uma distribuição de concentração dada pela relação gaussiana (SOULHAC et al., 2011).

Figura 3.9 – Modelagem da transferência de poluentes ao nível do telhado como uma série de fontes pontuais. A seta indica a direção do vento, as fontes pontuais estão representadas pelos pontos e a pluma gaussiana formada em cada fonte está representada pela região tracejada



Fonte: (SOULHAC et al., 2011)

4 METODOLOGIA

O desenvolvimento deste trabalho se dividiu em duas etapas. A primeira etapa consistiu na definição de cenários e de parâmetros para a avaliação do funcionamento do modelo SIRANE considerando casos hipotéticos (Seção 4.1). A segunda etapa consistiu na coleta de dados e definição de parâmetros para a aplicação do modelo em um caso real (Seção 4.2). Ainda neste capítulo são apresentadas as equações básicas utilizadas pelo SIRANE (Seção 4.3).

4.1 SIMULAÇÃO DE CASOS HIPOTÉTICOS

A primeira etapa do trabalho consistiu em avaliar o funcionamento do modelo SIRANE por meio de estudos de casos de áreas urbanas com geometria simplificada. O objetivo de cada estudo foi avaliar o transporte de poluentes nas interseções das ruas a partir de fontes de emissão de linha considerando o poluente material particulado com diâmetro menor que 10 μm (MP_{10}), cujas características estão descritas na Tabela 4.6.

4.1.1 Cenário de simulação e dados de entrada do modelo

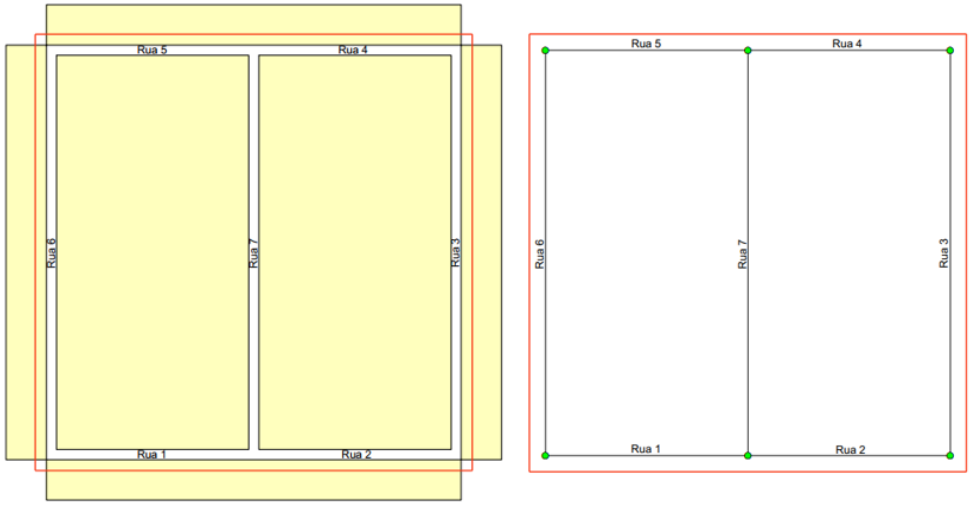
4.1.1.1 Geometria urbana

SIRANE representa um bairro como uma rede de ruas, formada por segmentos de reta, representando as ruas, e nós, representando as interseções. Cada rua é modelada como um volume de seção transversal retangular, caracterizada por uma largura (W), uma altura (H) e um comprimento (L). Esses parâmetros são os dados de entrada do sistema e são inseridos através de um arquivo de dados em formato texto, que pode ser fornecido a partir de um editor de texto, ou por um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Nesta etapa foram consideradas seis diferentes geometrias. As Figuras 4.1 a 4.6 apresentam as geometrias propostas. A quantidade de ruas e de nós definida para cada caso estudado está apresentada na Tabela 4.1. Para todos os casos a altura dos edifícios e a largura das ruas foram consideradas iguais a 5 metros, ou seja, com razão de aspecto (W/H) igual a 1. Com exceção do último caso (caso 7), todos os bairros apresentaram apenas ruas caracterizadas como cânions. No caso 7, considerou-se a presença de um terreno aberto no centro do bairro.

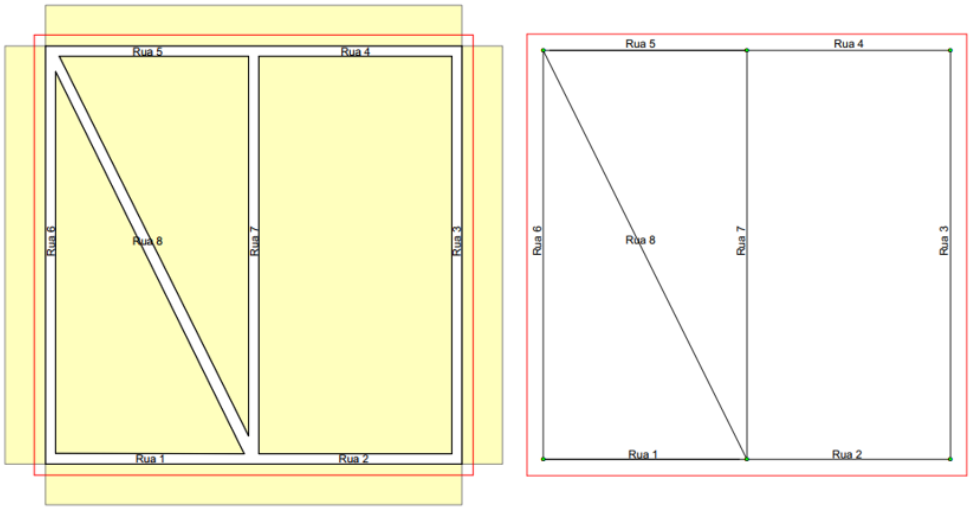
Os dados de geometria foram fornecidos a partir de arquivos de dados criados por meio de um editor de texto comum para os casos 1 a 5, e através de um conjunto de dados SIG para os casos 6 e 7.

Figura 4.1 – Geometria urbana definida para as simulações dos casos hipotéticos 1 e 2: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas



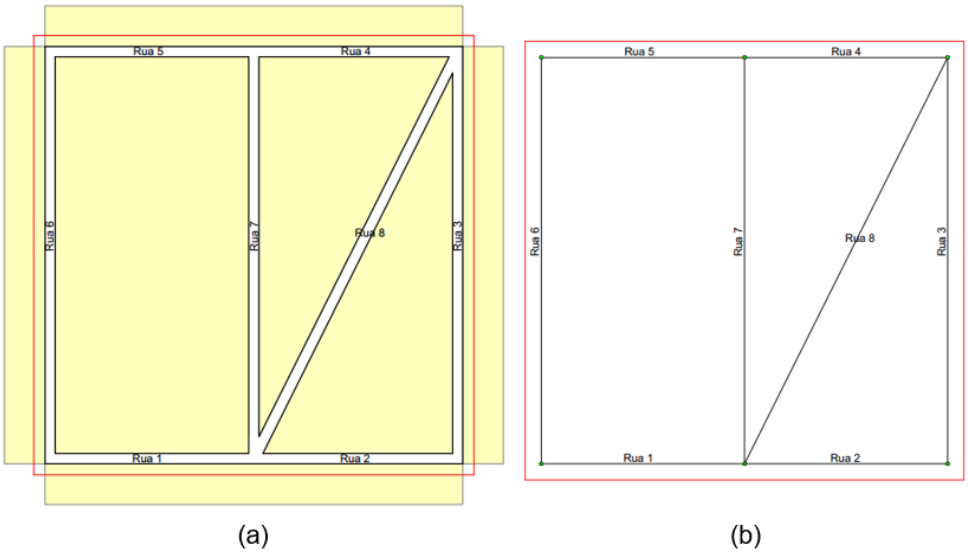
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.2 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 3: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas



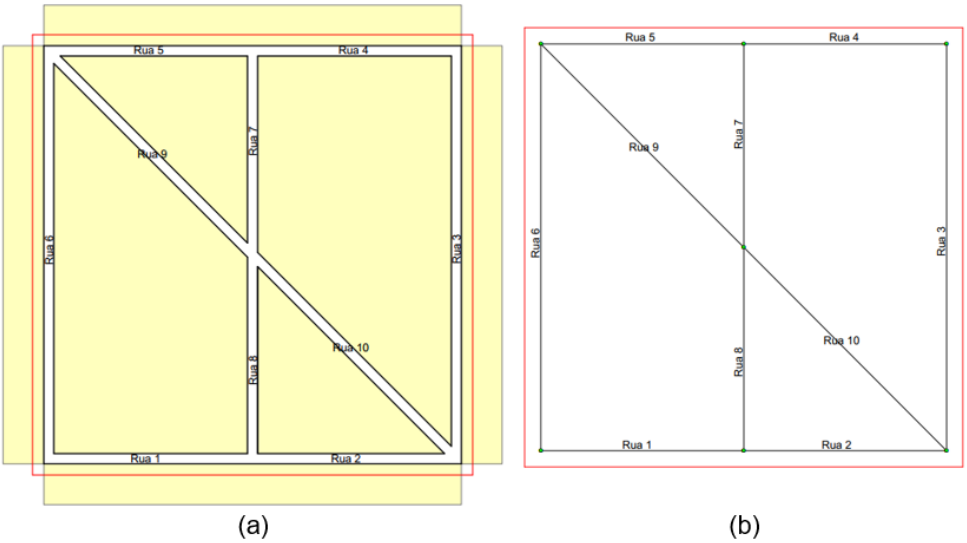
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.3 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 4: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas



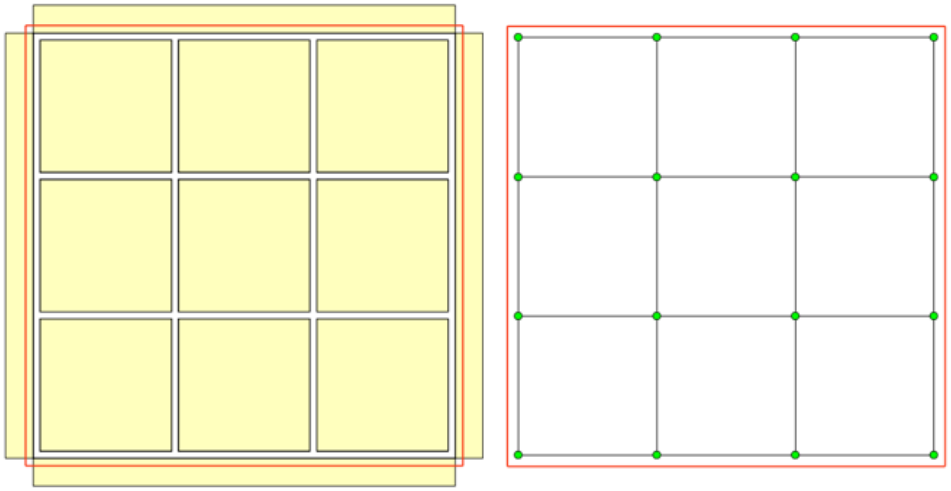
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.4 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 5: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas



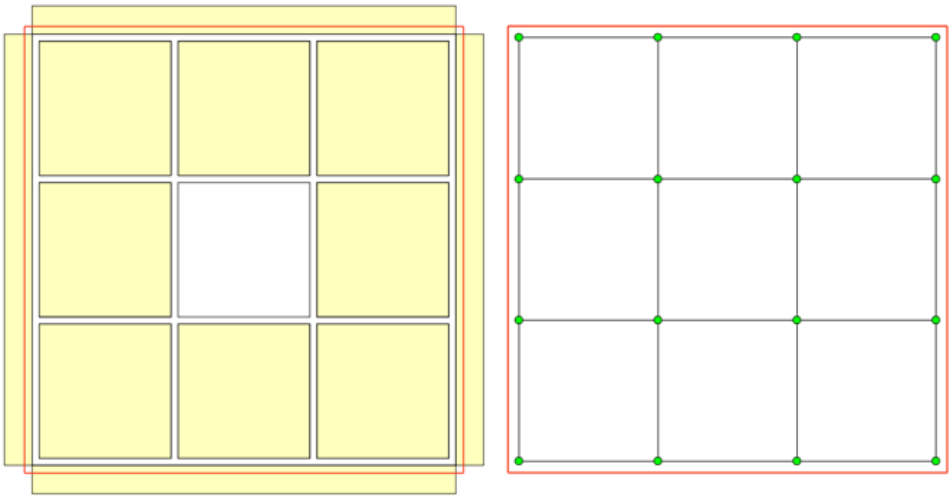
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.5 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 6: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas



Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.6 – Geometria urbana definida para a simulação do caso hipotético 7: a) geometria real; b) rede de ruas. O domínio de estudo está identificado pelas linhas vermelhas. As regiões amarelas representam os prédios da região. Os pontos verdes representam os nós da rede de ruas. Não há edificações na quadra central do bairro



Fonte: Própria autora, 2017

Tabela 4.1 – Quantidade de ruas e nós definidos para as simulações dos casos hipotéticos

Estudo de caso	**Nº de ruas**	**Nº de interseções**
1	7	6
2	7	6
3	8	6
4	8	6
5	10	7
6	24	16
7	24	16

Fonte: Própria autora, 2017

4.1.1.2 Dados de emissão e de concentração de fundo

Nas simulações dos casos hipotéticos foram consideradas apenas fontes de emissão de linha, provenientes do escapamento de veículos. A Tabela 4.2 apresenta os valores das taxas de emissão adotados e as ruas onde foram inseridas.

Não foram adotadas outras fontes de emissão (pontuais ou área) e, além disso, as concentrações de fundo foram consideradas nulas.

Tabela 4.2 – Emissões de linha consideradas nos casos hipotéticas

Estudo de caso	**Ruas com emissão de linha**	**Taxa de emissão em cada rua [g/s]**
1	1	0,1
2	1 e 7	0,1
3	1 e 7	0,1
4	1 e 7	0,1
5	1	0,1
5	7 e 8	0,05
6	Todas as 24 ruas	0,1
7	Todas as 24 ruas	0,1

Fonte: Própria autora, 2017

4.1.1.3 Dados meteorológicos

Para todos os casos hipotéticos estudados foram assumidas as condições meteorológicas apresentadas na Tabela 4.3, com três diferentes direções do vento externo a fim de avaliar sua influência na dispersão dos poluentes. Além disso, a Tabela 4.4 exibe as características adotadas para o local de medição.

Tabela 4.3 – Dados meteorológicos utilizados para as simulações dos casos hipotéticos

Data	**Velocidade do vento [m/s]**	**Direção do vento [º]**	**Temperatura [ºC]**	**Precipitação [mm]**	**Cobertura de nuvens [oitavos]**
01/01/2017 00:00	1	270	25	0	1
01/01/2017 01:00	1	135	25	0	1
01/01/2017 02:00	1	180	25	0	1

Fonte: Própria autora, 2017

Tabela 4.4 – Características do local de medição dos dados meteorológicos

Parâmetros	**Valores adotados**
Altura de medição	10 m
Rugosidade aerodinâmica	0,1 m
Altura de deslocamento	0 m
Velocidade média do vento	1 m/s

Fonte: Própria autora, 2017

4.1.1.4 Parâmetros gerais de entrada

Além das informações descritas anteriormente, SIRANE requer a entrada de alguns parâmetros físicos. Os parâmetros utilizados para as simulações dos casos hipotéticos estão listados na Tabela 4.5.

A rugosidade superficial distribuída nas paredes do cânion de rua ($z_{0,edifcio}$) modela a influência dos elementos de pequena escala e seu valor adotado foi $z_{0,edifcio}$ = 0,05 m (SOULHAC et al., 2012).

A latitude do local é usada para calcular a elevação solar. Esse parâmetro, juntamente com o albedo, a emissividade e o coeficiente de Priestley-Taylor, é necessário para calcular o balanço de energia ao nível do solo e a sensibilidade do fluxo de calor entre o solo e a atmosfera (SOULHAC et al., 2011). Os valores para esses parâmetros foram definidos conforme Soulhac et al. (2012), que também aplicou o modelo SIRANE a um ambiente urbano.

A rugosidade aerodinâmica (z_0) e a altura de deslocamento (d) do bairro são utilizadas para calcular o perfil vertical da velocidade média sobre o bairro (SOULHAC et al., 2012). Esses parâmetros foram determinados por meio do método sugerido por Macdonald, Griffiths e Hall (1998) e utilizado por Soulhac et al. (2012), descrito na Equação 4.1.

$$\begin{cases} \frac{d}{H} = 1 + \alpha^{-\lambda_P}(\lambda_P - 1) \\ \frac{z_0}{H} = \left(1 - \frac{d}{H}\right) exp\left[-\left(\frac{1}{2}\beta\frac{C_{D,edificio}}{\kappa^2}\left(1 - \frac{d}{H}\right)\lambda_F\right)^{-1/2}\right] \end{cases} \tag{4.1}$$

Onde $C_{D,edificio}$ representa o coeficiente de arrasto de um obstáculo individual e α e β são constantes empíricas. Os valores adotados para essas variáveis foram: $C_{D,edificio}$ = 1,2, α = 4,43 e β = 1 (α e β sugeridos para obstáculos cúbicos) conforme sugere Macdonald, Griffiths e Hall (1998). Os parâmetros de porosidade (densidade λ_P e densidade frontal λ_R do grupo de obstáculos) adotados foram: λ_P = 0,38 λ_R = 0,18 segundo sugere Soulhac et al. (2012).

Com esses valores, a altura de deslocamento obtida foi d = 3,2 m e a rugosidade aerodinâmica do bairro obitda foi $z_{0,bairro}$ = 0,2 m.

Tabela 4.5 – Parâmetros de entrada no SIRANE para os casos hipotéticos

Parâmetros	**Valores adotados**
Latitude	20º
Rugosidade aerodinâmica do bairro	0,2 m
Altura de deslocamento	3,2 m
Altura média dos edifícios	5 m
Rugosidade aerodinâmica das paredes dos edifícios	0,05 m
Albedo	0,1873
Emissividade	0,88
Coeficiente de Priestley-Taylor	0,5
Altura do dossel urbano	5 m

Fonte: Própria autora, 2017

4.2 APLICAÇÃO DO MODELO SIRANE A UM CASO REAL

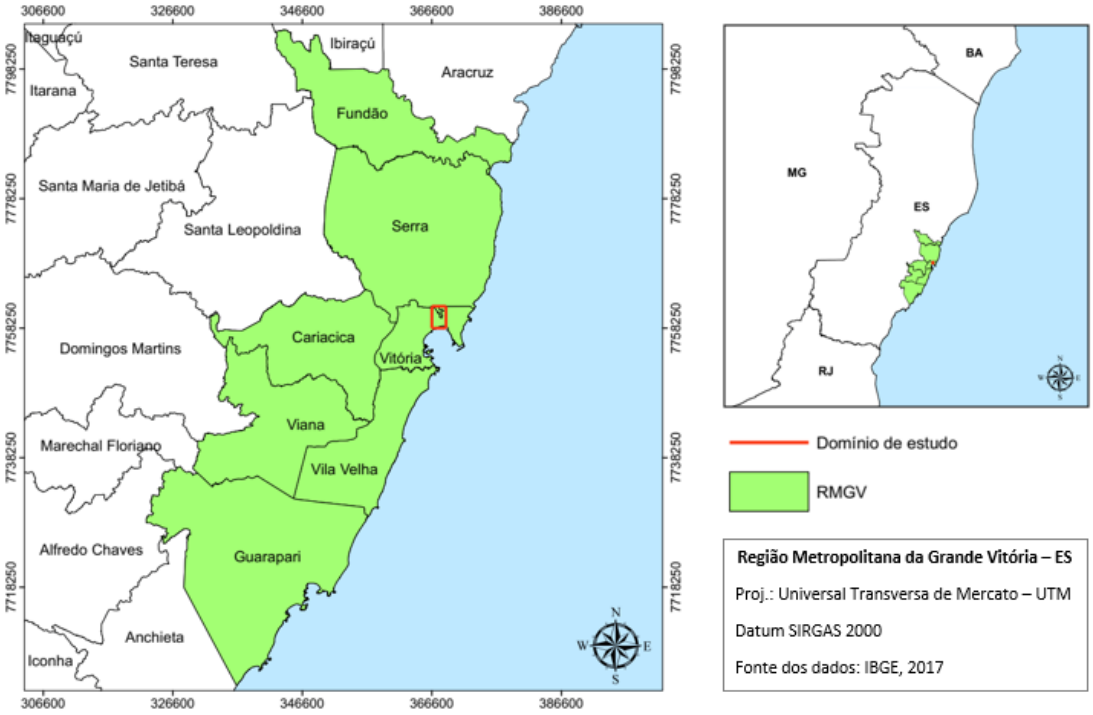
4.2.1 Descrição do estudo de caso

O estudo de caso real considerou o bairro de Jardim Camburi localizado no município de Vitória, Espírito Santo, Brasil. O bairro integra-se à Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) (Figura 4.7), caracterizada por uma região urbana altamente industrializada e em processo de expansão. Na RMGV vivem cerca de 48% da população do Espírito Santo (IEMA, 2014). Nessa região encontram-se fontes de poluição como indústrias minero-siderúrgicas, veículos automotores, portos e aeroporto (IEMA, 2014).

Jardim Camburi está inserido no domínio de estudo, conforme apresenta a Figura 4.8. O bairro possui uma área de 2,61 km^2, correspondendo a 2,80% da área total do município de Vitória, e uma população de 39.157 habitantes (Prefeitura Municipal de Vitória, [2017?]). Jardim Camburi é o bairro mais populoso do município e o terceiro maior em área. Segundo a Prefeitura Municipal de Vitória, o bairro está passando por um processo elevado de verticalização e adensamento populacional (Prefeitura Municipal de Vitória, [2017?]).

Fazem fronteira com Jardim Camburi: à leste, o Parque Industrial de Vitória com os complexos industriais da mineradora Vale e da produtora de aço Arcelor Mittal; e à oeste, o aeroporto da região. O bairro ainda faz fronteira com município de Serra e com o Oceano Atlântico.

Figura 4.7 – Localização do bairro de estudo Jardim Camburi na RMGV



Fonte: Própria autora, 2017

A fim de comparar os resutados do SIRANE com o trabalho desenvolvido por Santiago (2015),o qual avaliou a formação e o transporte de material particulado na RMGV utilizando o modelo de mesoescala CMAQ (*Community Multiscale Air Quality Modeling System*) com uma resolução de 1 km, o período simulado foi de 22 a 31 de julho de 2012, considerando 24 horas por dia e um intervalo tempo de uma hora para o cálculo das concentrações médias.

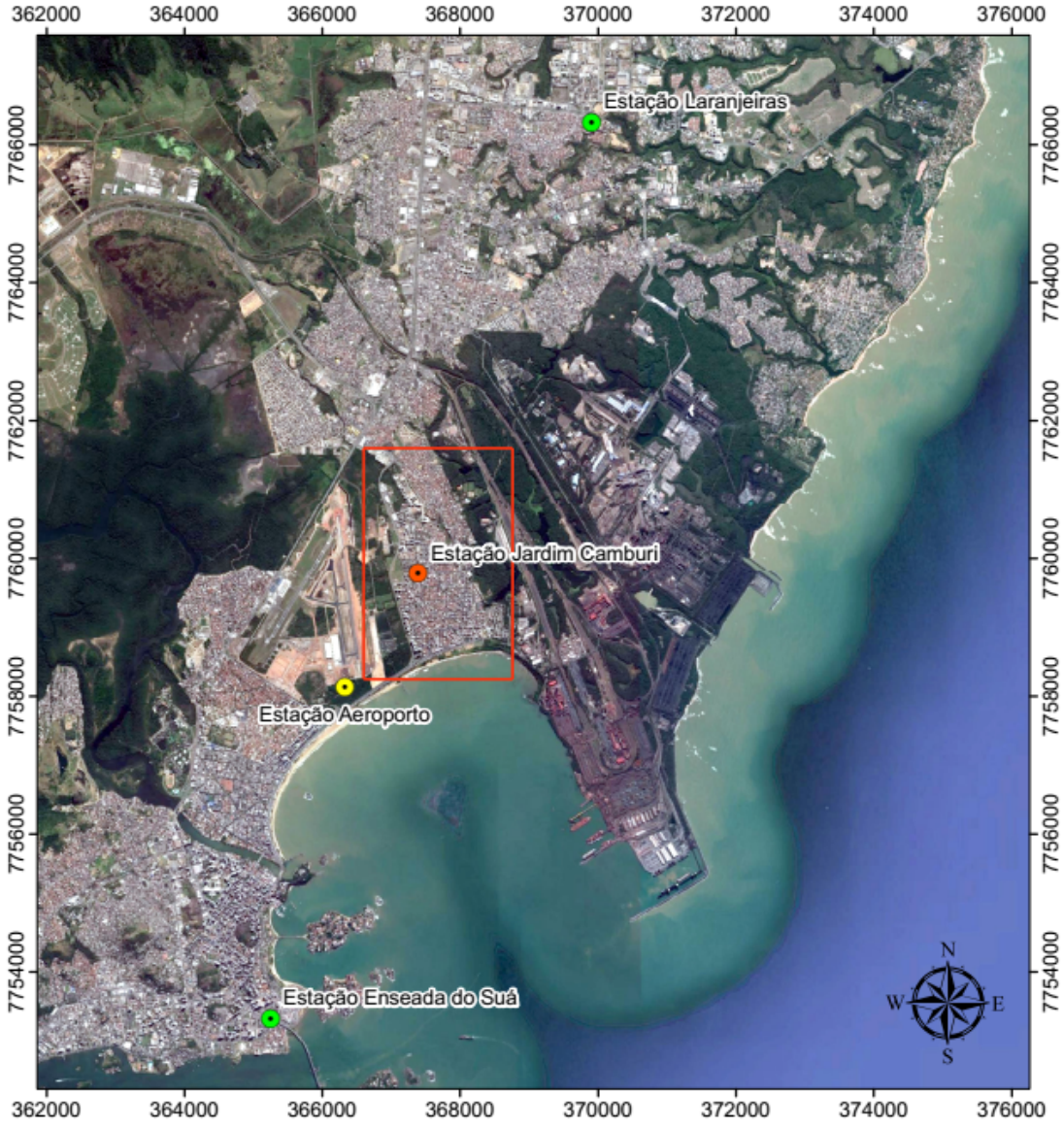
Devido à disponibilidade dos dados e com o objetivo de avaliar a performance do modelo para gases e partículas, os poluentes considerados foram: material particulado com diâmetro menor que 10 μm (MP_{10}) e dióxido de enxofre (SO_2). As características desses poluentes (e.g. velocidade de deposição, coeficiente de lixiviação - considerado na deposição úmida - e densidade) são usadas para modelar o fluxo de massa dos poluentes nas ruas. Os valores adotados estão descritos na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Características dos poluentes analisados.

Poluente	**Massa molar [g/mol]**	**Velocidade de deposição [m/s]**	**Coeficiente de lixiviação [h/mm/s]**	**Diâmetro das partículas [m]**	**Densidade de partículas [kg/m^3]**
MP_{10}	-	1,0	1,0	1,0E-5	1000,0
SO_2	64,07	1,0	1,0	-	-

Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.8 – Localização do bairro de estudo Jardim Camburi no município de Vitória



Fonte: Própria autora, 2017

4.2.2 Cenário de simulação e dados de entrada do modelo

A definição do cenário de simulação englobou a obtenção de dados de geometria urbana, distribuição espacial e temporal das emissões de poluentes e evolução temporal dos parâmetros meteorológicos e da concentração de fundo.

4.2.2.1 Geometria urbana

Os dados de geometria do bairro Jardim Camburi foram inseridos no software por meio de um conjunto de dados SIG. Esse arquivo foi elaborado no software ArcGIS a partir dos dados disponibilizados pela Prefeitura Municipal de Vitória. O processo de elaboração do conjunto SIG aconteceu em três etapas:

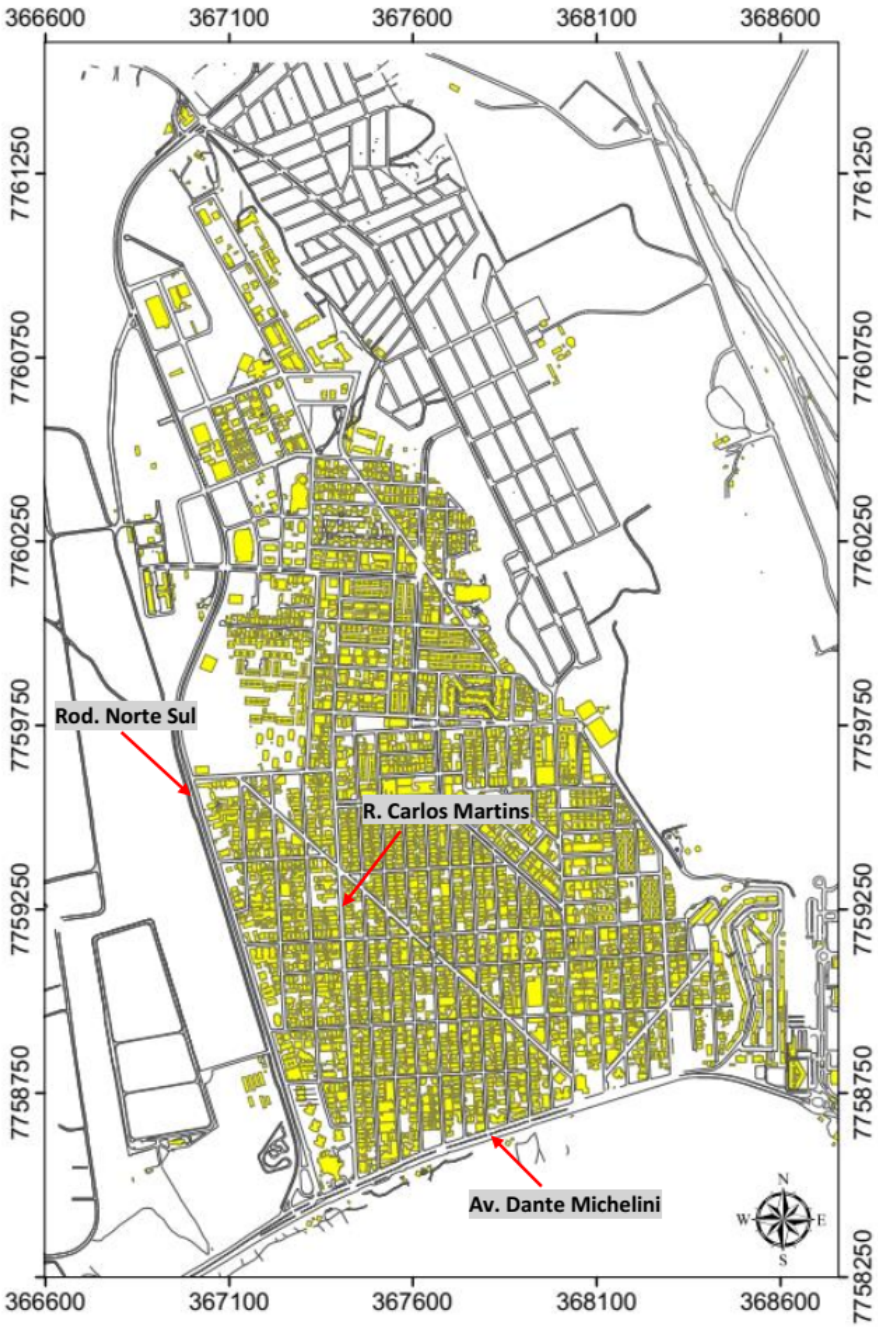
1. obtenção da geometria real do bairro;
2. simplificação da geometria;
3. e representação dos eixos das ruas por segmentos de reta conectados.

Cada etapa está representada nas Figuras 4.9, 4.10 e 4.11. O domínio de estudo inclui uma rede de 628 ruas conectadas por 424 interseções. Dessas ruas, 425 foram classificados como cânions de ruas.

Figura 4.9 – Geometria real do bairro Jardim Camburi

Fonte: Própria autora, 2017

Figura 4.10 – Simpificação da geometria do bairro Jardim Camburi. Em amarelo estão representados os edifícios do bairro. As setas em vermelho apontam as principais vias de tráfego do bairro



Fonte: Própria autora, 2017

As alturas das edificações foram obtidas a partir do número de pavimentos dos prédios de Jardim Camburi, disponibilizados pela Prefeitura Municipal de Vitória. Considerando que cada pavimento possui 3 metros, foi calculada uma altura média para cada quadra do bairro. A altura média de todas as edificações do bairro foi de 13 metros.

Figura 4.11 – Bairro Jardim Camburi representado por uma rede de ruas. Os pontos amarelos correspondem aos nós dos segmentos de ruas

Fonte: Própria autora, 2017

4.2.2.2 Dados de emissão

Os dados de emissão de poluentes foram obtidos a partir do inventário de emissões para a RMVG disponibilizados pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) em 2011. O Inventário tem como referência o ano de 2009 e é o dado oficial mais recente disponibilizado pelo órgão ambiental para a região. No inventário são apresentados dados para os seguintes poluentes: Material particulado total (MP), Material particulado com diâmetro menor que 10 μm

(MP_{10}), Material particulado menor que 2,5 μm ($MP_{2,5}$), Dióxido de enxofre (SO_2), Óxidos de nitrogênio (NOx), Monóxido de carbono (CO) e Compostos orgânicos voláteis (COV).

O inventário foi desenvolvido através de um acordo de cooperação técnica firmado entre a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA), por intermédio do IEMA, e a empresa EcoSoft Consultoria e Softwares Ambientais, abrangendo os municípios de Serra, Cariacica, Viana, Vila Velha e Vitória.

A metodologia utilizada para a realização do inventário de emissões da RMGV seguiu os requisitos do protocolo do Emission Inventory Improvement Program (EIIP) recomendado pela US-EPA, associado ao controle de qualidade de informação proposto pelo Data Attribute Rating System (DARS). De forma geral, as informações de base utilizadas para o cálculo do inventário foram obtidas a partir de campanhas de monitoramento de emissões nas empresas inventariadas, de cálculos utilizando fatores de emissão, do balanço de massa e de outras referências de atividades similares, seguindo uma ordem de prioridade pela qualidade da informação disponível. Os dados utilizados para a elaboração do inventário foram obtidos principalmente por meio dos processos de licenciamento ambiental e acompanhamento (auto-monitoramento) dos empreendimentos inventariados existentes nos arquivos do IEMA e em órgãos ambientais municipais da RMGV (IEMA, 2011).

Foram inventariadas as emissões provenientes de fontes industriais dos setores alimentício, produção mineral, produtos químicos e minero-siderúrgico; e também de fontes veiculares, residenciais, comerciais, aterros sanitários, estocagem, transporte, comércio, portos, aeroporto e algumas outras atividades específicas como produção de fertilizantes, lavanderias e fabricação de pneus, dentre outras. Emissões biogênicas (IEMA, 2011) também foram consideradas. A Figura 4.12 apresenta as fontes de emissão industriais (pontuais) e a identificação das vias de tráfego, nas quais foram contabilizadas as emissões veiculares.

Dentre as fontes de emissão inventariadas na RMGV, não foram identificadas fontes pontuais localizadas no domínio de estudo. Entretanto, foram identificadas emissões residenciais e comerciais, caracterizadas como fontes de área, e emissões veiculares, como fontes de linha.

4.2.2.2.1 Emissões veiculares

As emissões atmosféricas provenientes do tráfego de veículos automotores inventariadas, classificadas como fontes de linha, são originárias (IEMA, 2011):

1. do processo de combustão nos motores dos veículos que gera gases e partículas lançadas pelo escapamento;
2. do vazamento e evaporação de compostos orgânicos voláteis (COV);
3. do processo de frenagem e desgaste de pneus;

4. e da ressuspensão das partículas depositadas nas superfícies das vias de tráfego, provocada pela movimentação de veículos

No inventário de fontes, as vias de tráfego foram representadas de duas formas distintas: as vias de maior fluxo de tráfego, definidas como vias primárias, foram representadas como fontes de linha, com as suas respectivas localizações coincidentes com o traçado das vias (Figura 4.12b); as de menor fluxo de tráfego, definidas como vias secundárias, foram representadas como fontes de emissão do tipo área, coincidentes com as manchas urbanas dos municípios da RMGV (Figura 4.12c). As emissão veiculares nas vias da RMGV foram estimadas a partir da contagem de veículos circulando na Terceira Ponte, município de Vila Velha, e do consumo médio de combustível pelos automóveis (IEMA, 2011).

No bairro de Jardim Camburi, foram identificadas 3 vias primárias: a rua Carlos Martins, a avenida Dante Michelini e a rodovia Norte-Sul, identificadas na Figura 4.10. A Tabela 4.7 apresenta as taxas de emissões veiculares em cada uma delas de acordo com o inventário de fontes.

Tabela 4.7 – Emissões veiculares nas vias primárias do bairro Jardim Camburi segundo o inventário de fontes da RMGV

Logradouro (Jardim Camburi)	**Taxa de emissão vias primárias JD. Camburi [g/s]**	
	MP_{10}	**SO_2**
Rua Carlos Martins	0,5644	0,012
Av. Dante Michelini	0,5431	0,0378
Rod. Norte Sul	1,622	0,110

Fonte: (IEMA, 2011)

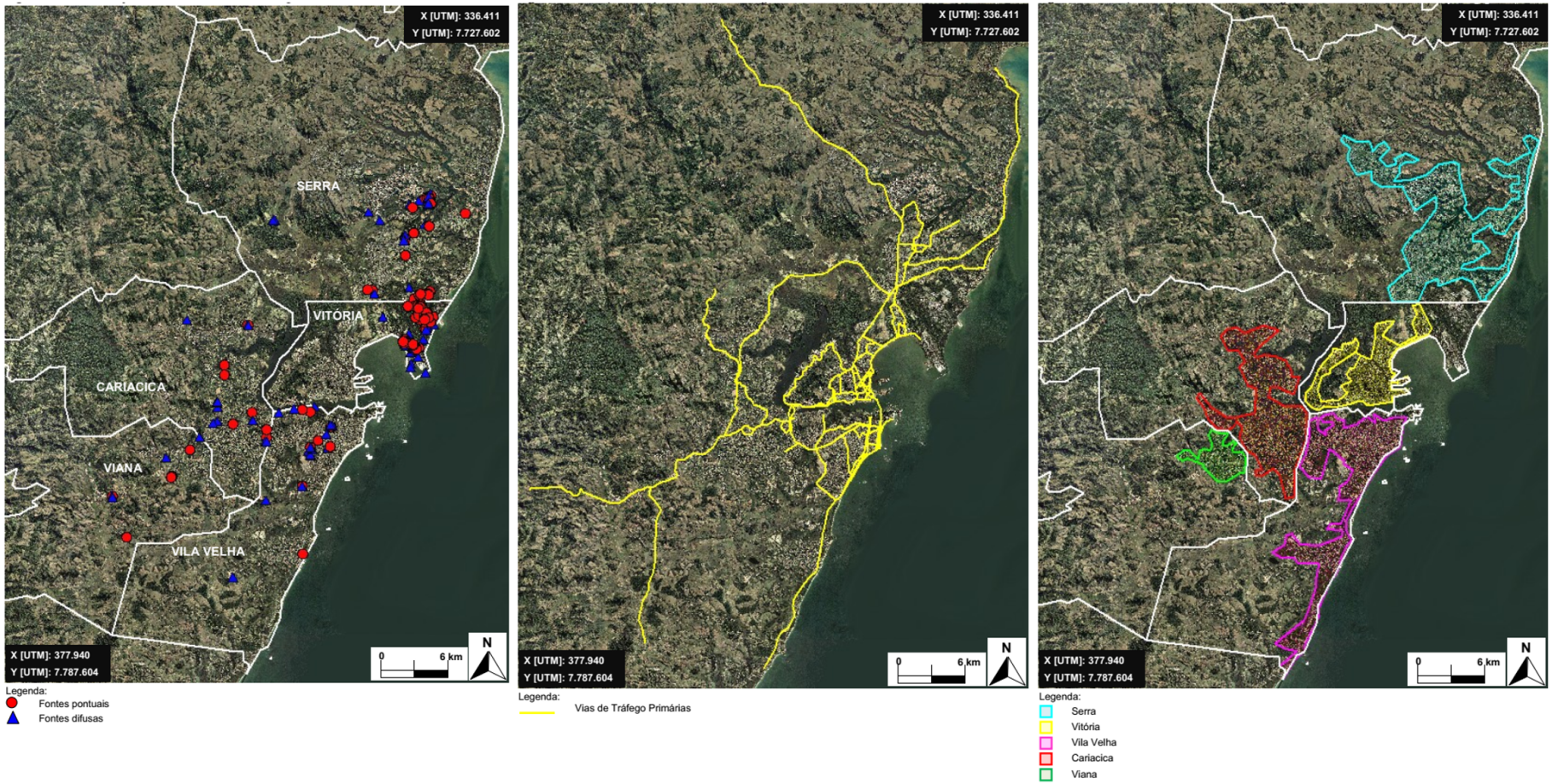
No caso das emissões veiculares em vias secundárias, utilizou-se a porcentagem ocupada pelo bairro da área superficial total do município de Vitória. Dessa forma, 2,81% das emissões em vias secundárias inventariadas para Vitória foram consideradas provenientes de Jardim Camburi, conforme mostra a Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Emissões veiculares em vias secundárias do bairro Jardim Camburi

Localidade	**Taxa de emissão vias secundárias [g/s]**	
	MP_{10}	**SO_2**
Vitória	85,655	1,822
Jardim Camburi	2,3941	0,05093

Fonte: (IEMA, 2011)

Figura 4.12 – Localização das fontes de emissão da RMGV identificadas no Inventário: a) localização das fontes industriais (pontuais); b) identficação das vias de tráfego primárias; c) representação das vias de tráfego secundárias



(a) (b) (c)

Fonte: (IEMA, 2011)

Uma vez que SIRANE é um modelo de rede de ruas e cada rua do bairro é composta de vários segmentos de rua, a emissão em cada segmento foi calculada pela equação 4.2, para as vias primárias 4.3, e pela equação, para as vias secundárias.

$$E_{rua_{i,j}} = E_{via_j} \times \frac{L_{rua_i}}{L_{via_j}} \tag{4.2}$$

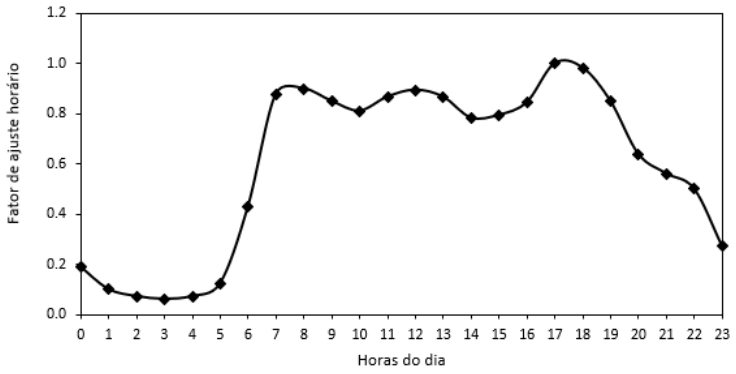
Onde $E_{rua_{i,j}}$ é a emissão no segmento de rua i, na via principal j (g/s); E_{via_j} é a emissão total na via principal j (g/s); L_{rua_i} é o comprimento do segmento de rua i (m); e L_{via_j} é o comprimento da via j (m).

$$E_{rua_i} = E_{total_{viassecundrias}} \times \frac{A_{rua_i}}{A_{via_j}} \tag{4.3}$$

Onde E_{rua_i} é a emissão no segmento de rua i (g/s), $E_{total_{viassecundrias}}$ é a emissão total nas vias secundárias (g/s); A_{rua_i} é a área correspondente à rua i (m^2), dada pelo produto entre o comprimento L (m) e a largura W da rua (m) ($A_{rua_i} = L_{rua_i}.W_{rua_i}$); e A_{via_j} é a área total correspondente as vias secundárias do bairro Jardim Camburi (m^2).

O fator de ajuste horário das emissões veiculares também foi obtido a partir dos dados do inventário de fontes de 2010 (IEMA, 2011). Foi considerado o fator de ajuste para veículos leves apresentado na Figura 4.13.

Figura 4.13 – Fator de ajuste horário para veículos leves



Fonte: Adaptado de IEMA (2011)

4.2.2.2.2 Emissões residenciais e comerciais

As emissões residenciais e comerciais foram calculadas no Inventário considerando principalmente (IEMA, 2011):

- Combustão de gás liquefeito de petróleo (GLP) e de gás natural (GN), que ocorre principalmente em fogões, fornos, aquecedores e refrigeradores utilizados nas residências e estabelecimentos comerciais;
- Utilização de produtos contendo compostos orgânicos voláteis. Destacam-se os artigos de higiene e limpeza, controle de pragas, tintas e solventes.

Sendo assim, a quantificação das emissões teve como base fatores de emissão, dados da dinâmica populacional e de consumo de combustíveis (GLP e GN) nos municípios da RMGV (IEMA, 2011).

Para definir as emissões residenciais e comerciais do bairro Jardim Camburi, classificadas como fontes de área, utilizou-se a porcentagem ocupada pelo bairro da área superficial total do município de Vitória. Dessa forma, 2,81% das emissões residenciais e comerciais inventariadas para Vitória foram consideradas provenientes de Jardim Camburi. A Tabela 4.9 mostra os resultados obtidos. Ressalta-se que essa emissão foi considerada constante em todo o período de estudo.

Tabela 4.9 – Emissões de origem residencial e comercial no município de Vitória e no bairro de estudo

Localidade	**Taxa de emissão Residencial e Comercial [g/s]**	
	MP_{10}	**SO_2**
Vitória	0,135	0,114
Jardim Camburi	0,00378	0,00319

Fonte: Própria autora, 2017

4.2.2.3 Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos foram obtidos a partir da estação meteorológica do aeroporto Eurico de Aguiar Salles, doravante denominado aeroporto de Vitória. A estação do aeroporto de Vitória é gerida pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Essa estação foi escolhida com base em sua proximidade ao bairro Jardim Camburi e por seguir as normas e padrões da Organização Meteorológica Mundial (OMM) para estações superficiais. Dentre as normas, destaca-se estar instalada em uma área de pelo menos 25 x 25 m^2 longe de barreiras (WHO, World Health Organization, 2008). Sua localização está identificada na Figura 4.8.

Foram obtidos os seguintes dados meteorológicos: velocidade e direção do vento; temperatura do ar; cobertura de nuvens; e precipitação. A Tabela 4.10 apresenta as características do local de medição e dos dados do período estudado.

A rugosidade aerodinâmica (z_0) e a altura de deslocamento (d) da estação meteorológica foram consideradas iguais a d = 0 e z_0 = 0,1. Esses valores tiveram como base a estação meteorológica

no aeroporto de Bron, França, adotada por Soulhac et al. (2012), uma vez que suas características são similares à estação do aeroporto de Vitória.

Tabela 4.10 – Características do local de medição e dos dados meteorológicos

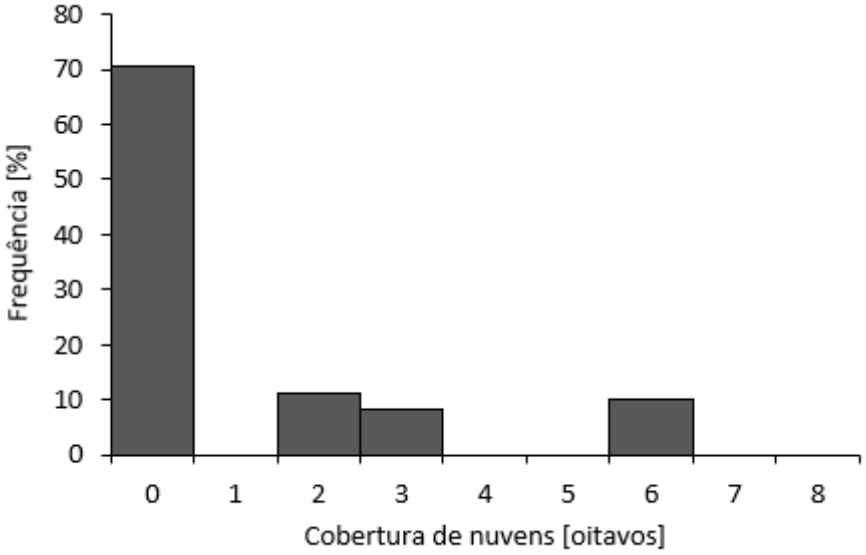
Parâmetros	**Estação aeroporto**
Altura de medição	10 m
Rugosidade aerodinâmica	0,1 m
Altura de deslocamento	0 m
Velocidade média do vento	2,92 m/s
Temperatura média	23 ^{o}C

Fonte: Própria autora, 2017

O estudo foi realizado no inverno de 2012, caracterizado por baixa frequência de precipitação. No período estudado, foi identificada ocorrência de precipitação apenas no dia 31/07/2012, das 13 às 15 horas, com um acúmulo de 6 mm nesse intervalo de três horas.

A Figura 4.14 a frequência da cobertura de nuvens da região obsevada no período de estudo e a Figura 4.15 apresenta a rosa dos ventos construída a partir dos dados do aeroporto.

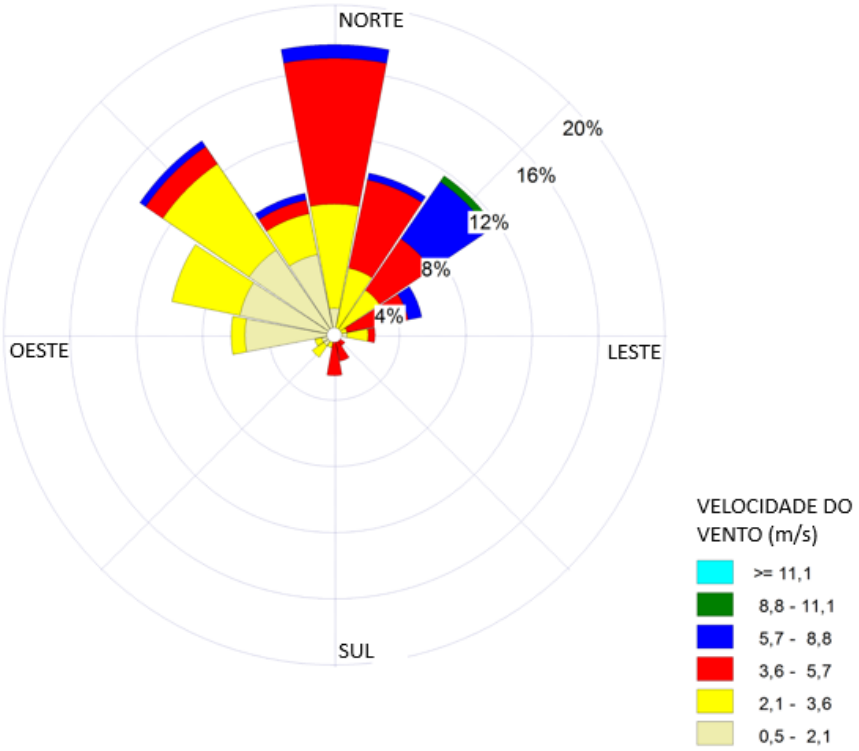
Figura 4.14 – Frequência de cobertura de nuvens no período de estudo



Fonte: Própria autora, 2017

A rosa dos ventos da Figura 4.15 mostra que o padrão de vento observado na região no período de 22/07/2012 a 31/07/2012 é Norte - Nordeste. Verifica-se também uma alta frequência de dados onde a velocidade do vento varia de 2,1 a 8,8. A velocidade média no período de estudo é de 2,92 m/s.

Figura 4.15 – Rosa dos ventos no período de 22/07/2012 a 31/07/2012 na estação meteorológica do aeroporto Eurico de Aguiar Salles



Fonte: (SANTIAGO, 2015)

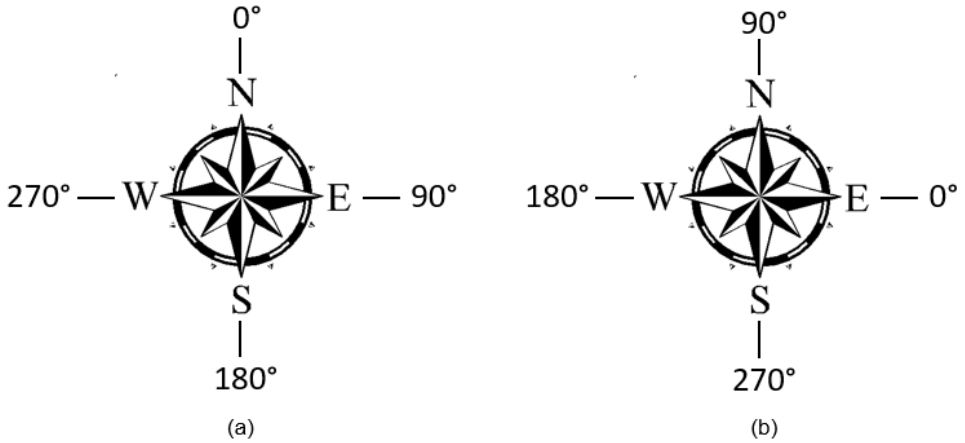
A entrada dos dados de direção do vento no software SIRANE tem como referência o ângulo de 0º ao norte, aumentando em sentido horário (Figura 4.16a). Entretanto, os dados do aeroporto têm como referência o ângulo de 0º à leste e variação no sentido anti-horário (Figura 4.16b). Dessa forma, foi realizada a conversão dos valores por meio das relações apresentadas na Equação 4.4.

$$\begin{cases} 0 < Dir_{estacao} < 90 & Dir_{SIRANE} = 90 - Dir_{estacao} \\ 90 < Dir_{estacao} < 180 & Dir_{SIRANE} = 360 - (Dir_{estacao} - 90) \\ 180 < Dir_{estacao} < 270 & Dir_{SIRANE} = 270 - (Dir_{estacao} - 180) \\ 270 < Dir_{estacao} < 360 & Dir_{SIRANE} = 180 - (Dir_{estacao} - 270) \\ Dir_{estacao} = 0 & Dir_{SIRANE} = 0 \\ Dir_{estacao} = 90 & Dir_{SIRANE} = 360 \\ Dir_{estacao} = 180 & Dir_{SIRANE} = 270 \\ Dir_{estacao} = 270 & Dir_{SIRANE} = 180 \\ Dir_{estacao} = 360 & Dir_{SIRANE} = 90 \end{cases} \tag{4.4}$$

Onde $Dir_{estacao}$ é a direção do vento medida na estação do aerporto de Vitória; e Dir_{SIRANE} é a direção do vento dada como entrada no modelo SIRANE. Todos os ângulos estão dados em

graus (0 a 360º).

Figura 4.16 – Referência da direção do vento: a) no modelo SIRANE; b) na estação meteorológica do aeroporto de Vitória.



Fonte: Própria autora, 2017

4.2.2.4 Concentração de fundo

O modelo SIRANE fornece a concentração de poluentes resultante apenas dos poluentes emitidos no domínio de estudo (SOULHAC et al., 2012). À vista disso, a fim de comparar a saída do SIRANE com medições locais, faz-se necessário levar em conta a contribuição da poluição de fundo.

Para a entrada dessa concentração no software foram levados em conta três cenários de acordo com as estações de monitoramento mais próximas da área de estudo. Foram consideradas as estações da Enseada do Suá e de Laranjeiras, cujas localizações estão identificadas na 4.8, e os valores médias das duas estações. As concentrações horárias para cada cenário estão na Figura 4.17.

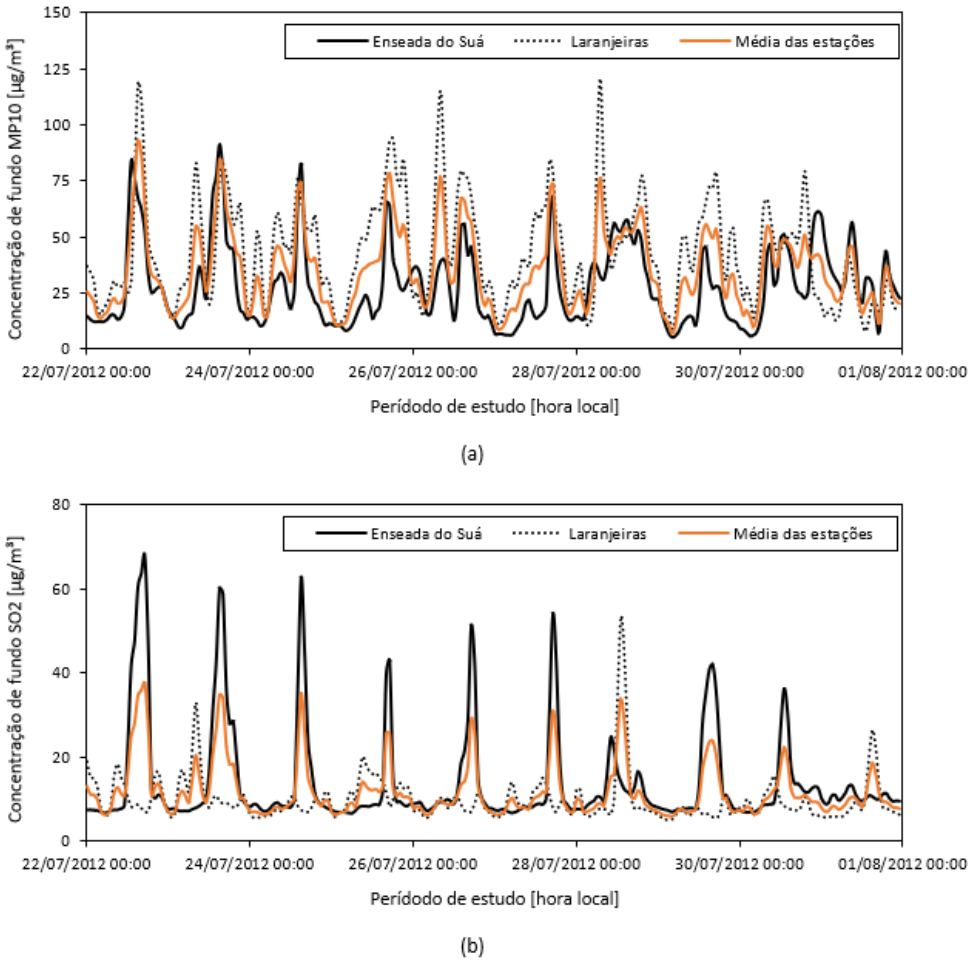
4.2.2.5 Parâmetros gerais de entrada

Os parâmetros físicos necessários para as simulações no bairro Jardim Camburi estão listados na Tabela 4.11.

Conforme já mencionado na Seção 4.1.1.4, a rugosidade superficial distribuída nas paredes do cânion de rua ($z_{0,edifcio}$) modela a influência dos elementos de pequena escala e seu valor adotado foi $z_{0,edifcio}$ = 0,05 m (SOULHAC et al., 2012).

Os valores dos parâmetros albedo, a emissividade e o coeficiente de Priestley-Taylor foram definidos para ambientes urbanos, conforme Soulhac et al. (2012).

Figura 4.17 – Concentrações de fundo: a) MP_{10}; b) SO_2



Fonte: (IEMA, 2012)

Tabela 4.11 – Parâmetros de entrada no SIRANE para o bairro Jardim Camburi

Parâmetros	**Valores adotados**
Latitude	20º
Rugosidade aerodinâmica do bairro	0,6 m
Altura de deslocamento	8,4 m
Altura média dos edifícios	13 m
Altura do dossel urbano	13 m
Rugosidade aerodinâmica das paredes dos edifícios	0,05 m
Albedo	0,1873
Emissividade	0,88
Coeficiente de Priestley-Taylor	0,5

Fonte: Própria autora, 2017

A rugosidade aerodinâmica (d) e a altura de deslocamento (z_0) do bairro foram calculadas por meio do método sugerido por Macdonald, Griffiths e Hall (1998) descrito na Equação 4.1.

Os valores necessários ao cálculo, sob sugestão de Macdonald, Griffiths e Hall (1998), foram adotados como: $C_{D,edificio}$ = 1,2, α = 4,43 e β = 1 (α e β sugeridos para obstáculos cúbicos). Os parâmetros de porosidade (densidade λ_P e densidade frontal λ_R do grupo de obstáculos) foram adotados conforme Soulhac et al. (2012), λ_P = 0,38 λ_R = 0,18. Com esses valores, a altura de deslocamento obtida foi d = 8,4 m e a rugosidade aerodinâmica do bairro foi de $z_{0,bairro}$ = 0,6 m.

4.2.2.6 Cenários de estudo

Foram estudados 6 cenários de acordo com variações nas concentrações de fundo e nas alturas das edificações do bairro adotadas. Esses cenários estão descritos na Tabela 4.12.

Tabela 4.12 – Cenários de estudo

Cenários	**Concentração de fundo**	**Altura das edificações**
1	Estação Enseada do Suá	Altura média calculada para cada quadra do bairro
2	Estação Laranjeiras	
3	Média das estações	
4	Estação Enseada do Suá	Altura constante em todo o bairro = 13 m
5	Estação Laranjeiras	
6	Média das estações	

Fonte: Própria autora, 2017

4.2.3 Comparação entre as medições locais e os resultados numéricos

O desempenho do modelo SIRANE foi avaliado por meio da média de índices estatísticos (Tabela 4.13) que relacionam os valores calculados e medidos em um ponto receptor no domínio de estudo.

O ponto receptor utilizado foi a estação de monitoramento de Jardim Camburi. A estação está localizada no prédio da Unidade de Saúde Raul Oliveira Neves (Figura 4.8) e está inserida em uma região estritamente residencial e comercial, na esquina de uma das principais vias de tráfego do bairro (R. Carlos Martins). Alguns fatores que podem influenciar as medições são a presença de restaurantes que realizam a queima de carvão em sua proximidades e, dependendo da direção do vento, as indústrias do Parque Industrial de Vitória.

Os índices de desempenho foram definidos de acordo com Chang e Hanna (2004). Chang e Hanna (2004) identificaram os principais métodos de avaliação da performance de modelos de qualidade do ar. Alguns deles já foram aplicados em estudos com o modelo SIRANE (SOULHAC et al., 2012; SOULHAC et al., 2017) e, portanto, também foram utilizados no presente trabalho. São eles: viés fracional (FR), erro relativo (ER), erro quadrático médio normalizado (NMSE), coeficiente de correlação (r), viés médio geométrico (MG), variância geométrica (VG) e fator de duas observações (FAC2).

Os índices FR e MG refletem a tendência de superestimação ou subestimação dos valores calculados em relação aos medidos, sendo FR em escala linear e MG em escala logarítmica. NMSE e VG são medidas de dispersão e refletem erros sistemáticos e aleatórios, onde NMSE está em escala linear e VG em escala logarítmica. FAC2 reflete a proximidade dos valores calculados e medidos. É uma ferramenta mais robusta porque os valores atípicos altos e baixos não influenciam excessivamente em seu resultado (CHANG et al., 2005).

Tabela 4.13 – Índices estatísticos usados para avaliar a performance do modelo SIRANE. C_{med} representa a concentração medida na estação Jardim Camburi e C_{sim} a concentração resultante das simulações

Índice	**Definição**	**Valor ótimo**	**Critério**
FB	$FB = \frac{2(\overline{C_{med}} - \overline{C_{sim}})}{(\overline{C_{med}} + \overline{C_{sim}})}$	0	$-0,3 \leq FB \leq 0,3$
ER	$ER = \overline{\left(\frac{2\left\|C_{med} - C_{sim}\right\|}{(C_{med} + C_{sim})} \right)}$	0	
NMSE	$NMSE = \frac{\overline{(C_{med} - C_{sim})^2}}{\overline{C_{med}} \overline{C_{sim}}}$	0	$\sqrt{NMSE} \leq 2$
r	$r = \frac{\overline{(C_{med} - \overline{C_{med}})(C_{sim} - \overline{C_{sim}})}}{\sqrt{\overline{(C_{med} - \overline{C_{med}})^2}\,\overline{(C_{sim} - \overline{C_{sim}})^2}}}$	1	
MG	$MG = \exp(\overline{\ln(C_{med})} - \overline{\ln(C_{sim})})$	1	$0,7 \leq MG \leq 1,3$
VG	$VG = \exp(\overline{(\ln(C_{med}) - \ln(C_{sim}))^2})$	1	$VG \leq 1,6$
FAC2	$FAC2 =$ fração dos dados que satisfaz $0,5 \leq \frac{C_{med}}{C_{sim}} \leq 2$	1	$FAC2 \geq 0,5$

Fonte: Chang e Hanna (2004) e Chang et al. (2005)

4.3 EQUAÇÕES BÁSICAS DO MODELO

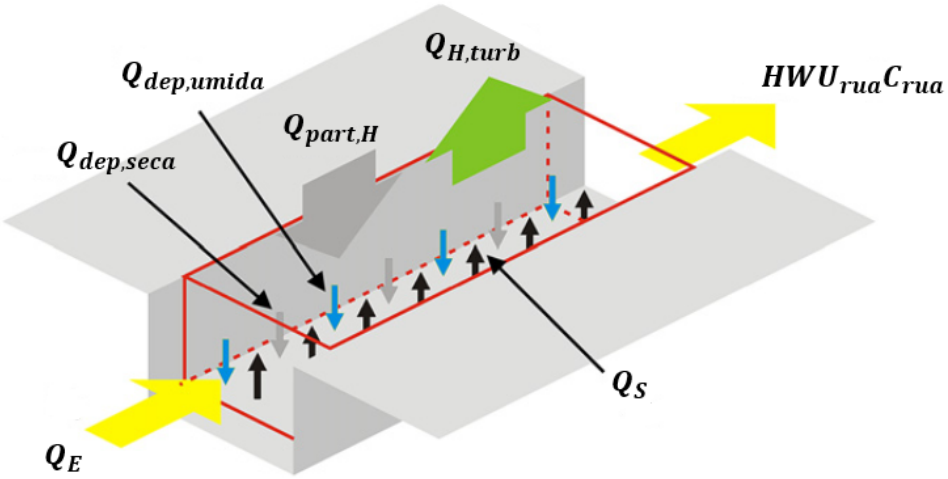
4.3.1 Modelagem das ruas e interseções

Conforme apresentado anteriormente, SIRANE modela a concentração média em cada rua do bairro por um modelo de caixa, fixando o volume e calculando o balanço de massa entre os poluentes entrando e saindo desse volume (SOULHAC et al., 2011). A Equação 4.5 representa o cálculo do balanço de massa em cada rua.

$$\underbrace{Q_S + Q_E + Q_{part,H}}_{\text{fluxo entrando}} = \underbrace{Q_{H,turb} + HWU_{rua}C_{rua} + Q_{dep,seca} + Q_{dep,umida}}_{\text{fluxo saindo}} \tag{4.5}$$

Onde Q_S é o fluxo de poluentes emitidos na rua (emissões veiculares); Q_E é o fluxo de poluentes entrando na rua (Equação 4.8); $Q_{part,H}$ é o fluxo de sedimentação de partículas sólidas entrando na rua através da interface dossel-atmosfera $Q_{H,turb}$ é o fluxo vertical de poluentes por difusão turbulenta na interface dossel-atmosfera (Equação 4.7); $HWU_{rua}C_{rua}$ é o fluxo advectivo de poluentes pelo fluxo médio ao longo da rua, representado pela altura H e largura W da rua, pela velocidade média U_{rua} (Equação 4.6) e pela concentração média na rua C_{rua}; $Q_{dep,seca}$ é o fluxo de deposição de partículas no solo (deposição seca); e $Q_{dep,umida}$ é o fluxo de poluentes lavados por deposição úmida (Equação 4.9). Cada um desses fluxos estão identificados na Figura 4.5.

Figura 4.18 – Balanço de massa em um cânion de rua.



Fonte: (SOULHAC et al., 2011)

A velocidade média na rua (U_{rua}) é dada por um balanço entre o arrasto turbulento ao nível do telhado e o atrito com as paredes dos edifícios, conforme apresenta a Equação 4.6 (SOULHAC; PERKINS; SALIZZONI, 2008). São negligenciados os efeitos do gradiente de pressão e do movimento dos veículos na rua.

$$U_{rua} = U_H \cos(\varphi) \frac{\delta_i^2}{HW} \left[\frac{2\sqrt{2}}{C}(1-\beta)\left(1 - \frac{C^2}{3} + \frac{C^4}{45}\right) + \beta\frac{2\alpha - 3}{\alpha} + \left(\frac{W}{\delta_i} - 2\right)\frac{\alpha - 1}{\alpha} \right]$$

$$com \begin{cases} \alpha = \ln\left(\frac{\delta_i}{z\,0_{edifício}}\right) \\ \beta = \exp\left[\frac{C}{\sqrt{2}}\left(1 - \frac{H}{\delta_i}\right)\right] \\ U_H = u * \sqrt{\frac{\pi}{\sqrt{2}\kappa^2 C}}\left[Y_0(C) - \frac{J_0(C)Y_1(C)}{J_1(C)}\right] \\ C \text{ solução de } \frac{z_{0_{prédio}}}{\delta_i} = \frac{2}{C}\exp\left[\frac{\pi}{2}\frac{Y_1(C)}{J_1(C)} - \gamma\right] \\ \delta_i = \min\left(H; \frac{W}{2}\right) \end{cases} \tag{4.6}$$

Onde J_0, J_1, Y_0 e Y_1 são funções de Bessel; $u*$ é a velocidade de fricção do fluxo da camada limite; φ é a direção do vento; H é a altura do dossel urbano; W é a largura da rua; e $z_{0_{edifício}}$ é a rugosidade aerodinâmica da parede do cânion.

O fluxo vertical de poluentes por difusão turbulenta na interface dossel-atmosfera externa pode ser expresso pela Equação 4.7 (SOULHAC et al., 2011).

$$Q_{H,turb} = \frac{\sigma_w W L}{\sqrt{2\pi}}(C_{rua,i} - C_{rua,ext,i}) \tag{4.7}$$

Onde σ_w é o desvio padrão da velocidade vertical a nível do telhado; $C_{rua,i}$ é a concentração média na rua; e $C_{rua,ext,i}$ é a concentração média de poluentes acima da rua.

Referindo-se à transferência de poluentes nas interseções de ruas, o fluxo de poluentes deixando a interseção a partir da rua j é expresso levando em consideração a contribuição de todas as ruas conectadas nas interseções, conforme apresenta a Equação 4.8 (SOULHAC et al., 2011).

$$Q_{E,j} = \sum_i \hat{P}_{i,j}(\varphi_0) C_{rua,i} + P_{ext \to j} C_{E,ext} \tag{4.8}$$

Onde $P_{i,j}(\varphi_0)$ é o fluxo de troca nas interseções, dependente da direção média do vento φ_0; e $P_{ext \to j}$ representa o fluxo a partir do fluxo externo e que entra verticalmente na interseção (relacionado com a concentração $C_{E,ext}$.

Já o fluxo de poluentes pelo fenômeno de deposição úmida é expresso pela Equação 4.9, assumindo que a lavagem de uma espécie química é irreversível (SOULHAC et al., 2011).

$$Q_{dep,umida} = \Lambda H W L C_{rua,i} \tag{4.9}$$

Onde Λ é um fator de taxa de lavagem, dado por $\Lambda = a.Pr^b$, sendo Pr a intensidade da precipitação; a e b são constantes de lixiviação dependentes dos poluentes. Segundo Soulhac et al. (2011), b = 1 para todas as espécies de poluentes e a é o coeficiente de lixiviação informado pelo usuário.

4.3.2 Modelagem da camada limite atmosférica

O perfil de velocidade média na CLA é calculado a partir da teoria da similaridade de Monin-Obukhov, seguindo a relação apresentada na Equação 4.10 (GARRATT, 1994).

$$u(z) = \frac{u*}{\kappa}\left[ln\left(\frac{z - d_{bairro} + z_{0,bairro}}{z_{0,bairro}}\right) - \left(\psi_m\left(\frac{z - d_{bairro} + z_{0,bairro}}{L_{MO}}\right) - \psi_m\left(\frac{z_{0,bairro}}{L_{MO}}\right)\right)\right] \tag{4.10}$$

Onde $z_{0,bairro}$ e d_{bairro} são, respectivamente, a rugosidade aerodinâmica e a altura de deslocamento do bairro; κ é a constante de Von Karman; e L_{MO} é o comprimento de Monin-Obukhov (Equação 4.11).

$$L_{MO} = -\frac{\rho c_p \theta u_*^3}{\kappa g H_0} \tag{4.11}$$

Onde ρ é a densidade do ar; c_p é o calor específico à pressão constante; g é a aceleração da gravidade; θ é a temperatura potencial e H_0 é o fluxo de calor sensível. ψ_m é uma função universal da teoria da similaridade que depende da estabilidade atmosférica (estável, neutro ou estável) (Equação 4.12) (BUSINGER et al., 1971).

$$\begin{cases} \psi_m(\zeta) = 2\ln[(1+x)/2] + \ln[(1+x^2)/2] - 2\arctan(x) + \pi/2 \text{ se } L_{MO} < 0 \text{ (instável)} \\ \text{com } x = (1-16\zeta)^{1/4} \\ \psi_m(\zeta) = 0 \text{ se } L_{MO} = 0 \text{ (neutra)} \\ \psi_m(\zeta) = -5\zeta \text{ se } L_{MO} > 0 \text{ (estável)} \end{cases} \tag{4.12}$$

A temperatura potencial varia verticalmente na CLA, sendo seu perfil calculado por meio da Equação 4.13 (GARRATT, 1994).

$$\theta(z) = \theta_0 + \frac{\theta_*}{\kappa}\left[ln\left(\frac{z+z_T}{z_T}\right) - \left(\psi_h\left(\frac{z+z_T}{L_{MO}}\right) - \psi_h\left(\frac{z_T}{L_{MO}}\right)\right)\right] \tag{4.13}$$

Onde θ_0 é a temperatura potencial ao nível do solo; z_T é a rugosidade térmica do bairro calculada a partir da rugosidade aerodinâmica do bairro (Equação 4.14); e ψ_h é a uma função definida a partir da estabilidade atmosférica (Equação 4.15).

$$z_T = z_0 \exp[-\kappa(6,2Re_S^{1/4} - 5)] \text{ com } Re_S = (u_* z_0)/\nu \tag{4.14}$$

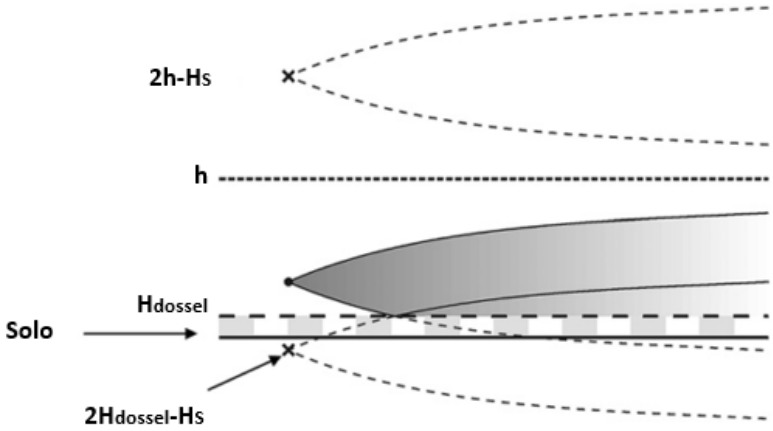
Onde ν é a viscosidade cinemática do ar e z_0 é o comprimento de rugosidade aerodinâmica do bairro.

$$\begin{cases} \psi_h(\zeta) = 2\ln[(1+x)/2] \text{ se } L_{MO} < 0 \text{ (instável) com } x = \sqrt{1-16\zeta} \\ \psi_h(\zeta) = 0 \text{ se } L_{MO} = 0 \text{ (neutra)} \\ \psi_h(\zeta) = -5\zeta \text{ se } L_{MO} > 0 \text{ (estável)} \end{cases} \tag{4.15}$$

4.3.3 Modelagem gaussiana da dispersão atmosférica

Os fenômenos de dispersão de poluentes que ocorrem acima do dossel urbano são simulados por um modelo de pluma gaussiana. Inicialmente são calculadas as reflexões das plumas no topo da CLA e ao nível do telhado de acordo com o método apresentado na Figura 4.19. A altura h indicada na Figura 4.19 é a altura da CLA calculada a partir das condições de estratificação térmica da atmosfera.

Figura 4.19 – Reflexão da pluma no topo do dossel urbano e na CLA



Fonte: Adaptado de Soulhac et al. (2011)

Por fim, calcula-se o campo de concentração de poluentes resultante da fonte pontual de poluentes em (x_S,y_S) (Equação 4.16).

$$c(x,y,z) = \frac{Q_{S,eff}}{\sqrt{2\pi}U_m\sigma_y}\exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(y-y_s)^2}{\sigma_y^2}\right] \times [\mathrm{pdfz}(z-H_{s,eff}) + \mathrm{pdfz}(z-2H_{prédio}+H_{s,eff}) + \mathrm{pdfz}(z-2h+H_{s,eff})] \quad (4.16)$$

Onde $Q_{S,eff}$ é o fluxo de massa efetivo emitido pela fonte; σ_y é o desvio padrão da pluma na direção transversal; $H_{s,eff}$ é a altura efetiva da fonte, calculada como a soma da altura da fonte real (H_S) e da altura de elevação da pluma (δH); z é a altura média dos prédios no dossel urbano ($z = H_{dossel}$); e U_m é a velocidade de advecção da pluma, definida pela Equação 4.17.

$$U_m = \frac{\int u(z)c(x,y,z)dz}{\int c(x,y,z)dz} \quad (4.17)$$

A função pdfz representa a distribuição vertical das concentrações. Numa atmosfera neutra ou estável, essa distribuição tem a forma Gaussiana (Equação 4.18).

$$\mathrm{pdfz}(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_z} \exp[-\frac{1}{2}\frac{z^2}{\sigma_z^2}] \tag{4.18}$$

Onde σ_z é o desvio padrão vertical da pluma. Numa atmosfera instável, a função de distribuição pdfz tem a forma bi-Gaussiana (Equação 4.18).

$$\mathrm{pdfz}(z) = \frac{a_+ H(z-\hat{w}t)}{\sqrt{2\pi}\sigma_{z+}} \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z-\hat{w}t)^2}{\sigma_{z+}^2}\right] + \frac{a_-[1-H(z-\hat{w}t)]}{\sqrt{2\pi}\sigma_{z-}} \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z-\hat{w}t)^2}{\sigma_{z-}^2}\right]$$

$$com \begin{cases} \hat{w} = -\frac{\sigma_{wc}}{2} \\ \sigma_{z+} = \frac{\sigma_w + t}{\sqrt{1+\frac{t}{2T_L}}} \quad e \quad \sigma_{z-} = \frac{\sigma_w - t}{\sqrt{1+\frac{t}{2T_L}}} \\ \sigma_{w+} = \frac{\sigma_w}{k} + \sqrt{\frac{\pi}{32}}\sigma_{wc} \quad \sigma_{w-} = \frac{\sigma_w}{k} - \sqrt{\frac{\pi}{32}}\sigma_{wc} \\ a_+ = k\frac{\sigma_{w+}}{\sigma_w} \quad e \quad a_- = k\frac{\sigma_{w-}}{\sigma_w} \\ k = \left[1 + \left(\frac{1}{4} - \frac{3\pi}{32}\right)\left(\frac{\sigma_{wc}}{\sigma_w}\right)^2\right]^{-\frac{1}{2}} \end{cases} \tag{4.19}$$

Onde σ_{wc} é a componente convectiva da flutuação vertical da velocidade. O modelo Gaussiano é uma função de parâmetros que dependem da coordenada vertical z. Essa distância a partir do solo é calculada como uma altura média (z_m), dada pela Equação 4.20 (SOULHAC et al., 2011).

$$z_m = \frac{\int zc(x,y,z)dz}{\int c(x,y,z)dz} \tag{4.20}$$

Onde $c(x,y,z)$ é a distribuição de poluentes na pluma.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

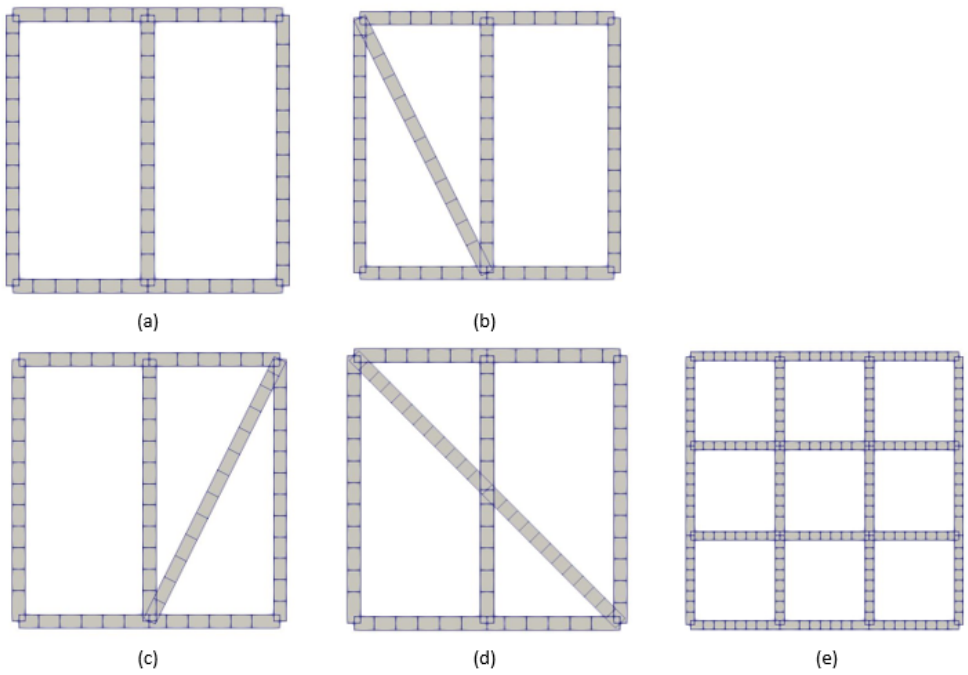
Neste capítulo são apresentados os resultados das simulações computacionais realizadas empregando o software SIRANE. Na seção 5.1 são apresentados os resultados das simulações de 7 casos hipotéticos. Esses casos foram montados a fim de verificar o efeito da geometria urbana sobre os resultados apresentados pelo modelo. A análise desses casos foi feita com base nas concentrações médias horárias. Foram avaliadas a transferência de poluentes nas interseções das ruas e a influência exercida pela direção do vento externo sobre a sua dispersão. Na seção 5.2 são apresentados os resultados das simulações feitas para o bairro de Jardim Camburi, no município de Vitória, Espírito Santo.

5.1 SIMULAÇÃO DE CASOS HIPOTÉTICOS

5.1.1 Geometria urbana

Conforme abordado no Capítulo 4, a rede de ruas de um bairro é composta de segmentos de retas conectados. A partir dessa rede, SIRANE modela cada rua como um volume de seção transversal retangular, caracterizado por uma largura (W), uma altura (H) e um comprimento (L). A Figura 5.1 mostra os modelos elaborados pelo software a partir das redes de ruas dos casos hipotéticos (Figuras 4.1 a 4.6).

Figura 5.1 – Modelo de volume das ruas dos casos hipotéticos (vista superior): a) casos 1 e 2; b) caso 3; c) caso 4; d) caso 5; e) casos 6 e 7.



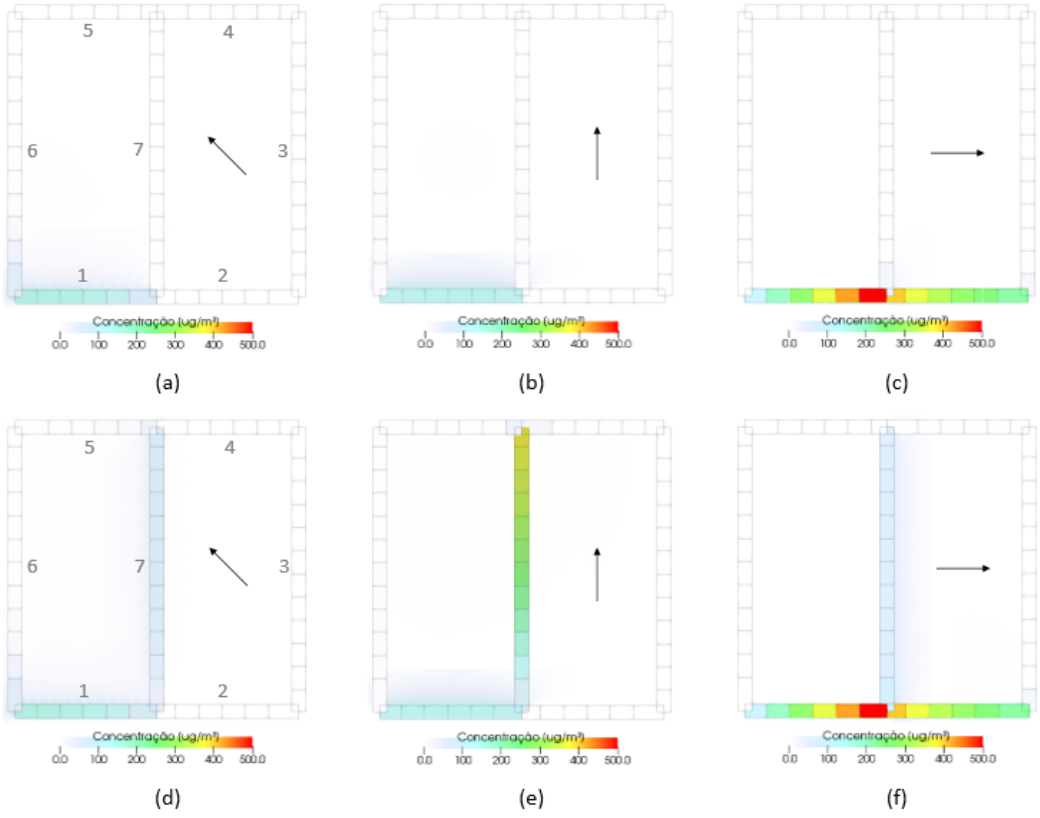
Fonte: Própria autora, 2017

Ao se comparar a Figura 5.1 com as redes de ruas dadas como entrada na simulação (Figuras 4.1 a 4.6) é possível verificar que o software divide cada segmento de reta em pequenos volumes retangulares. A concentração média de poluentes é calculada em cada um desses volumes.

5.1.2 Concentrações médias de poluentes

As concentrações médias calculadas pelo SIRANE para os casos hipotéticos estão apresentadas nas Figuras 5.2 a 5.4. Cada caso foi modelado considerando três diferentes direções do vento externo (considerando a orientação do modelo SIRANE): 135°, 180° e 270°, ou seja, vento oriundo das regiões sudeste, sul e oeste, respectivamente.

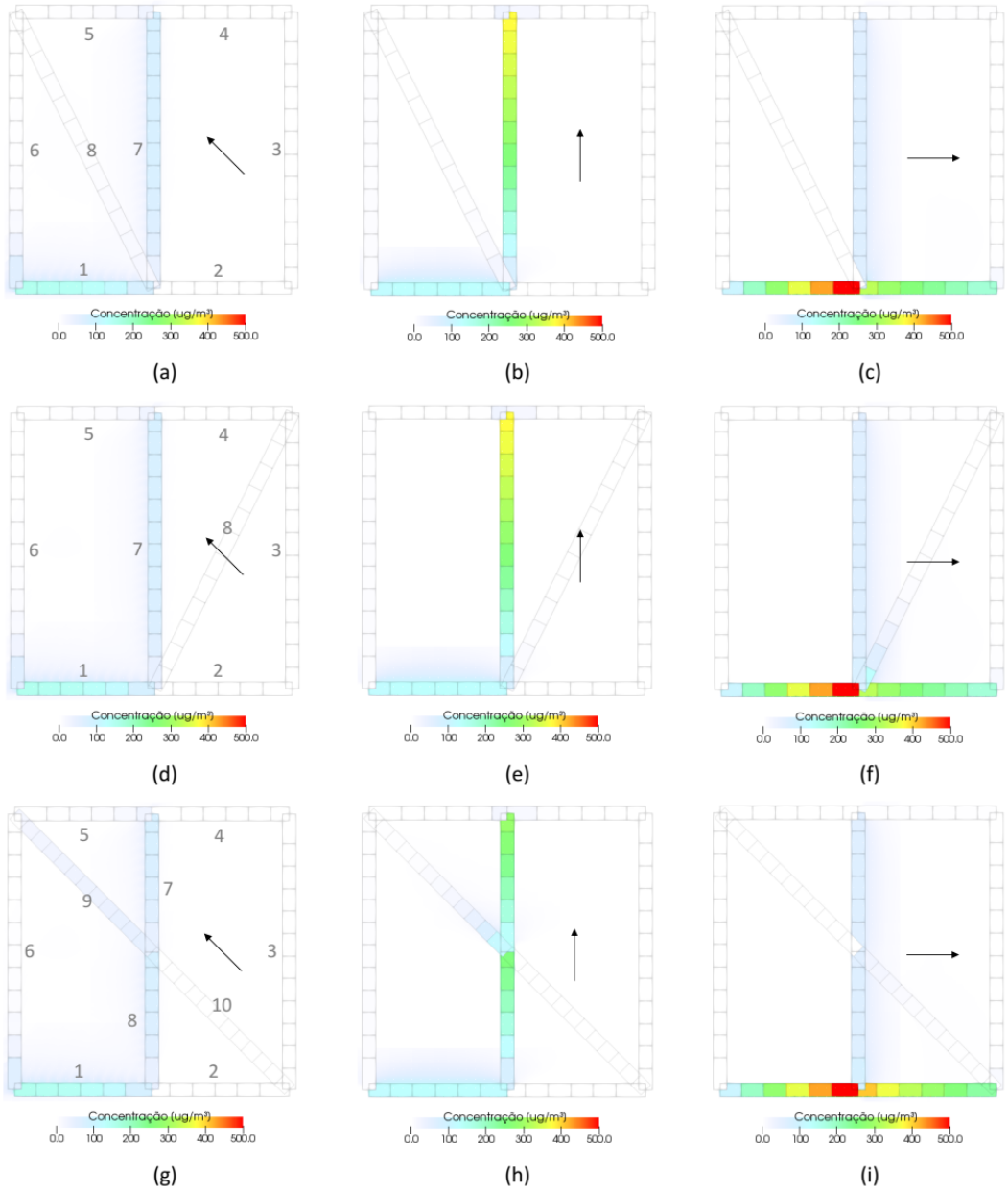
Figura 5.2 – Evolução espacial da concentração média de MP_{10} considerando diferentes direções do vento externo (indicado pelas setas). Caso 1: a) 135°; b) 180°; c) 270°. Caso 2: d) 135°; e) 180°; f) 270°



Fonte: Própria autora, 2017

Nas Figuras 5.2 a 5.4 cada pequeno retângulo representa um volume no qual a concentração de poluentes foi calculada. O valor da concentração pode ser verificado por meio da escala de cores presente em cada figura. O norte geográfico encontra-se no topo de cada figura. Considera-se que o vento soprando do topo de cada geometria ao seu centro possua direção igual a 0°. Um vento de direção 90° sopra a partir do leste.

Figura 5.3 – Evolução espacial da concentração média de MP_{10} considerando diferentes direções do vento externo (indicado pelas setas). Caso 3: a) 135°; b) 180°; c) 270°. Caso 4: d) 135°; e) 180°; f) 270°. Caso 5: g) 135°; h) 180°; i) 270°.

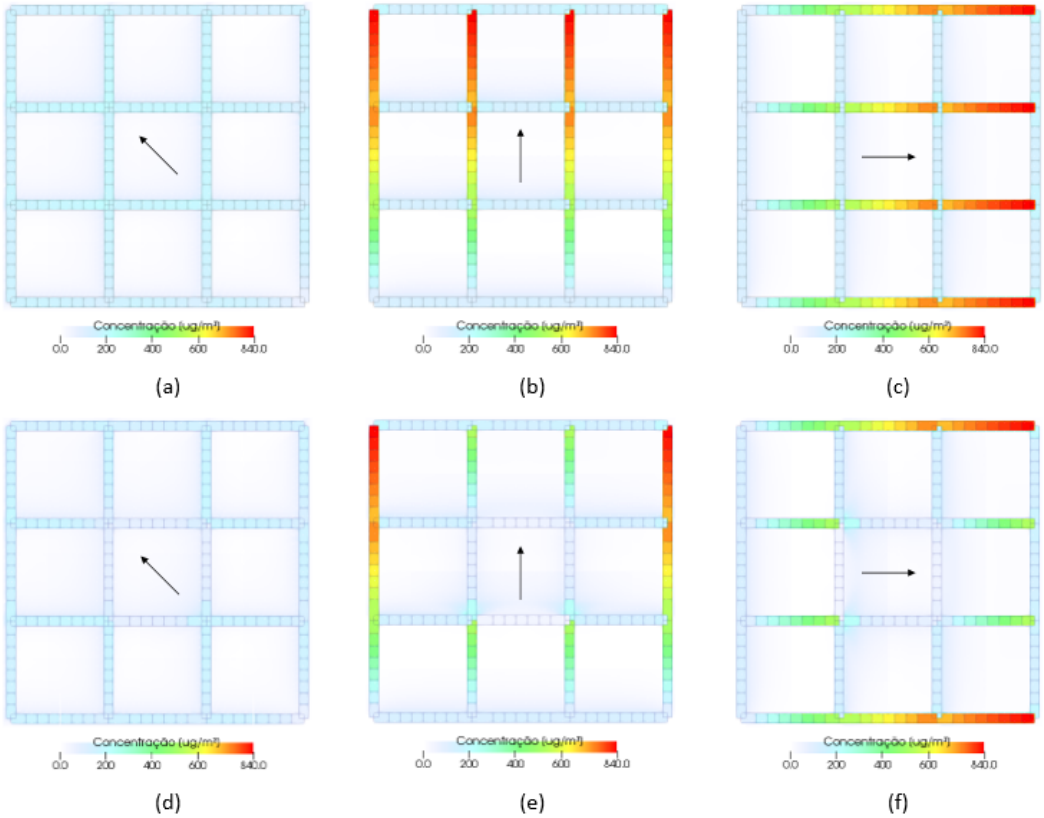


Fonte: Própria autora, 2017

No caso 1, com emissão de poluentes apenas na rua 1 e com direção do vento externo igual a 135°, ocorreu o transporte de poluentes entre as ruas 1 e 6. Para vento a 180°, por outro lado, a concentração de poluentes permaneceu constante ao longo da rua 1 e não houve transporte entre as interseções. Houve transporte, porém, entre o dossel e a atmosfera externa, formando assim a pluma de poluentes na direção do vento. Para vento a 270°, observou-se um aumento da concentração de poluentes ao longo da rua 1 na direção do vento e o transporte para as ruas 2, em maior amplitude, e 7, em baixa amplitude. Nesse último cenário, os poluentes foram canalizados

nas ruas cânions e não houve dispersão ao nível do telhado.

Figura 5.4 – Evolução espacial da concentração média de MP_{10} considerando diferentes direções do vento externo (indicado pelas setas). Caso 6: a) 135°; b) 180°; c) 270°. Caso 7: d) 135°; e) 180°; f) 270°.



Fonte: Própria autora, 2017

Quando as emissões veiculares foram acrescentadas na rua 7 (caso 2), a dispersão dos poluentes no dossel urbano e na atmosfera externa seguiu a mesma tendência. Houve também a canalização de poluentes na rua 7 e a formação de uma pluma de poluentes próximo a essa rua e na direção do vento externo.

Para os casos 3 e 4, uma rua sem emissão foi acrescentada ao cenário do caso 2. Passou-se a observar, então, uma pequena diminuição na concentração de poluentes nas ruas 1 e 7, para as direções de 135° e 180°, e na rua 2, para direção de 270°. Uma pequena parcela de poluentes emitidos nas ruas 1 e 7 foi transferida para a rua 8 (nova rua).

No caso 5, foram acrescentadas duas ruas sem emissão ao cenário do caso 2. A rua 7 foi dividida em duas ruas: a rua partindo do centro ao norte permanece com o nome de rua 7 enquanto a rua que parte do centro e vai ao sul da figura recebeu o nome de rua 8. A rua 9 foi inserida partindo do centro da figura em direção noroeste. A rua 10 foi inserida partido do centro da figura em direção sudeste. Neste cenário, observou-se uma diminuição da concentração de poluentes nas ruas 7 e 8 devido ao transporte para a rua 9 (para direções do vento externo iguais a 135° e 180°).

Quando a direção do vento foi oblíqua (135°), houve a formação de uma pluma de poluentes mais larga. Isso implica em dizer que a pluma é espalhada pela presença dos prédios nas simulações do SIRANE (BELCHER, 2005; BELCHER et al., 2015). Quando a direção do vento é paralela à rua, ocorre a canalização dos poluentes e menos transferência vertical.

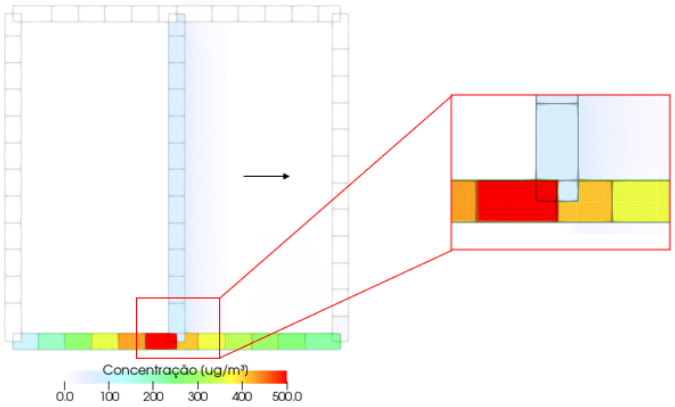
Dessa forma é possível concluir que nos cálculos realizados pelo modelo, a geometria urbana influencia a dispersão de poluentes. As características da geometria e do vento externo podem favorecer a canalização de poluentes nas ruas ou facilitar sua dispersão.

No estudo de caso 6, foram inseridas emissões de 0,01 g/s em todas as ruas do bairro. Neste cenário todas as ruas são caracterizadas como cânions. Para direção do vento externo igual a 135°, a concentração de poluentes apresentou-se muito semelhante em todas as ruas. Nesse cenário, a dispersão de poluentes acima do dossel mostrou-se direcionada a noroeste. Para direção do vento igual a 180°, foi possível notar um aumento da concentração de poluentes ao longo das ruas longitudinais ao vento externo. Já nas ruas perpendiculares, a concentração permaneceu constante. Para direção do vento de 270°, assim como no cenário anterior, a concentração de poluentes aumentou ao longo das ruas longitudinais ao vento externo e permaneceu constante nas ruas perpendiculares.

No estudo de caso 7, admitiu-se a presença de um terreno aberto no centro do bairro. Para todas as direções do vento externo, observou-se uma diminuição dos poluentes ao redor do terreno. Conclui-se daí que a presença de um terreno aberto (praças, parques, etc.) favorece a dispersão de poluentes na região e a não ocorrência de picos de concentrações dentro do dossel urbano. Quando existem apenas ruas cânions no bairro, ocorre a canalização dos poluentes nas ruas.

Na Figura 5.5 observa-se o transporte de poluentes em uma das interseções da geometria do caso 2. Constata-se que, conforme a Figura 3.7 apresentada no Capítulo 3, as concentrações de poluentes são bem definidas em cada volume de rua, não havendo superposição de concentrações. Há apenas uma distribuição da concentração de poluentes entre as ruas da interseção.

Figura 5.5 – Visualização do transporte de poluentes em uma interseção de ruas do caso 2 (direção do vento = 270°).

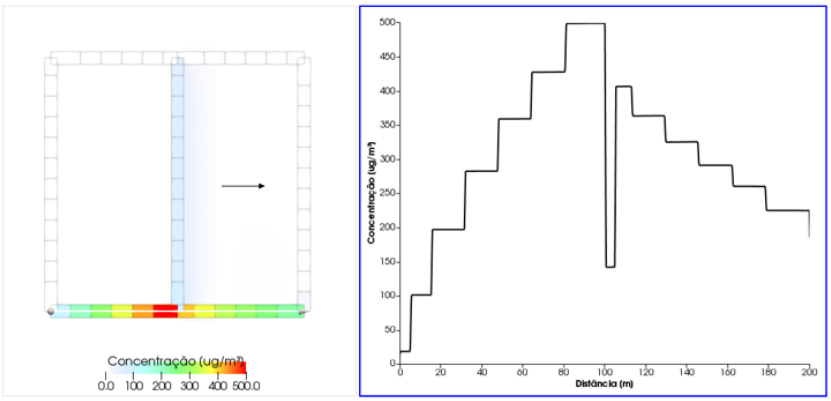


Fonte: Própria autora, 2017

Nas Figuras 5.6 a 5.8 são apresentados os gráficos de variação da concentração de poluentes ao longo de algumas ruas dos bairros estudados. Esses gráficos confirmam, novamente, que a concentração em cada volume de rua é constante e que há uma variação significativa nas interseções entre ruas do bairro.

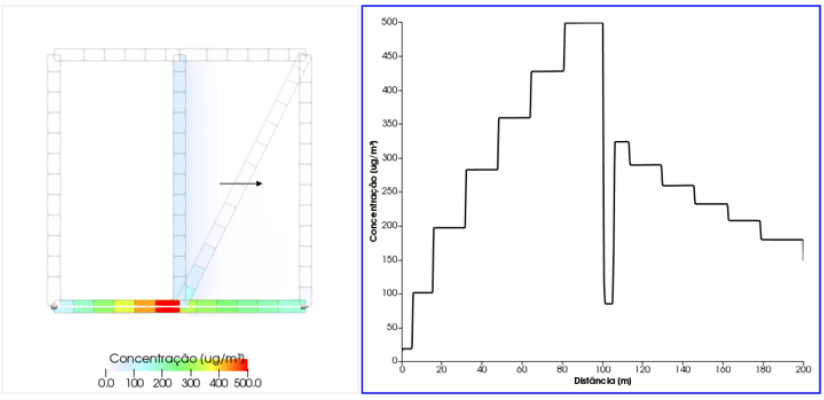
Ao se comparar as Figuras 5.6 e 5.7 observa-se que em ambos os casos houve uma variação brusca da concentração de poluentes na interseção entre as ruas 1 e 2. No caso 4, houve uma maior diminuição da concentração, a partir da distância igual a 100 metros, devido à presença da rua 8, para a qual houve o transporte de poluentes favorecido pela direção do vento externo.

Figura 5.6 – Caso hipotético 2 com direção do vento igual a 270°: variação da concentração de poluentes ao longo da rua indicada pela seta branca.



Fonte: Própria autora, 2017

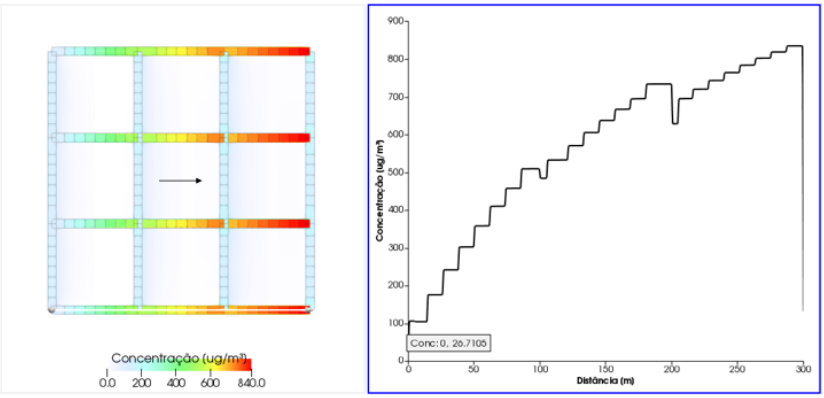
Figura 5.7 – Caso hipotético 4 com direção do vento igual a 270°: variação da concentração de poluentes ao longo da rua indicada pela seta branca.



Fonte: Própria autora, 2017

Na Figura 5.8 observa-se que a concentração de poluentes aumentou na direção do vento externo. Este aumento foi influenciado pela canalização dos poluentes nas ruas cânions. Houve uma diminuição da concentração apenas nas interseções entre as ruas.

Figura 5.8 – Caso hipotético 6 com direção do vento igual a 270°: variação da concentração de poluentes ao longo da rua indicada pela seta branca.



Fonte: Própria autora, 2017

Em todos os casos, verificou-se a existência da pluma de poluentes acima do dossel urbano, sempre na direção do vento externo. Esse resultado está em conformidade com o comportamento esperado: a dispersão de poluentes é fortemente influenciada e direcionada pelo vento externo. Observou-se também que a direção do vento também influencia o transporte de poluentes entre as ruas nas interseções. Essas constatações estão em conformidade com o proposto pelo modelo, uma vez que SIRANE utiliza a intensidade e direção do vento externo para calcular a velocidade média característica em cada volume e determinar a pluma gaussiana acima do dossel.

5.2 SIMULAÇÃO DE UM CASO REAL

5.2.1 Geometria urbana

O modelo de volume de ruas elaborado pelo SIRANE a partir da rede de ruas do bairro Jardim Camburi possui 2271 volumes e está apresentado nas Figuras 5.9 e 5.10.

5.2.2 Evolução espacial das concentrações de poluentes

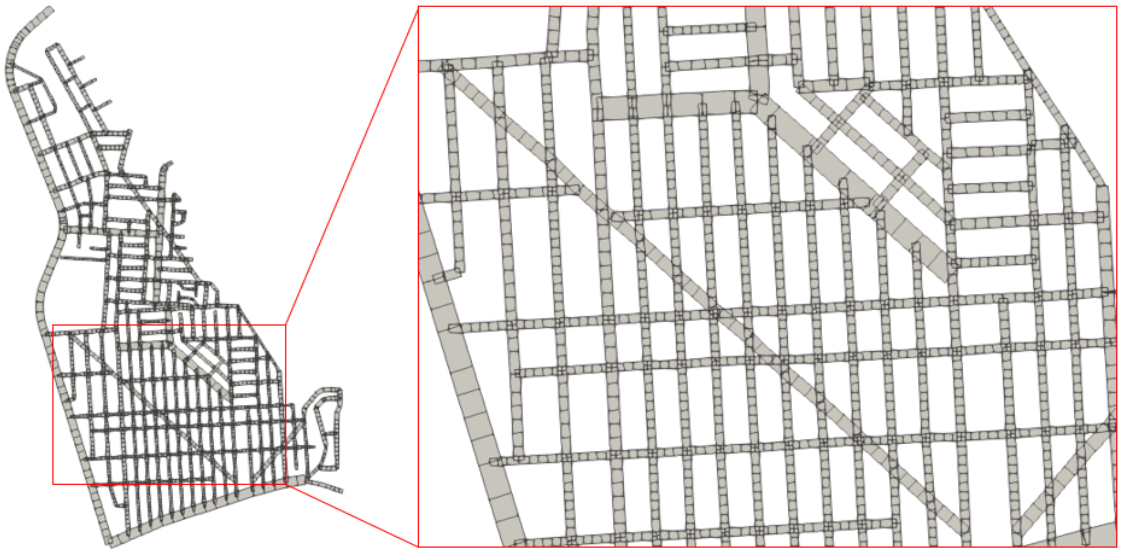
Os resultados das simulações do bairro Jardim Camburi foram obtidos considerando os poluentes MP_{10} e SO_2 em 6 diferentes cenários. O tempo de simulação variou de 4,4 a 9,0 horas. Para todos os cenários a tendência da variação da concentração ao longo dos dias estudados foi semelhante. As maiores concentrações de poluentes foram observadas nos horários onde o fluxo de veículos é maior: por volta das 7h às 8h, das 12h às 13h e das 16h às 19h. As Figuras 5.11 e 5.12 apresentam os gráficos da evolução espacial da concentração de MP_{10} e SO_2, respectivamente, em algumas horas do período estudado.

Os resultados fornecidos pelo SIRANE para o poluente MP_{10} (Figura 5.11) mostram que há uma grande variabilidade espacial desse poluente nas ruas do domínio, destacando o alto impacto da poluição relacionada ao tráfego.

Figura 5.9 – Geometria do bairro Jardim Camburi (vista superior).

Fonte: Própria autora, 2017

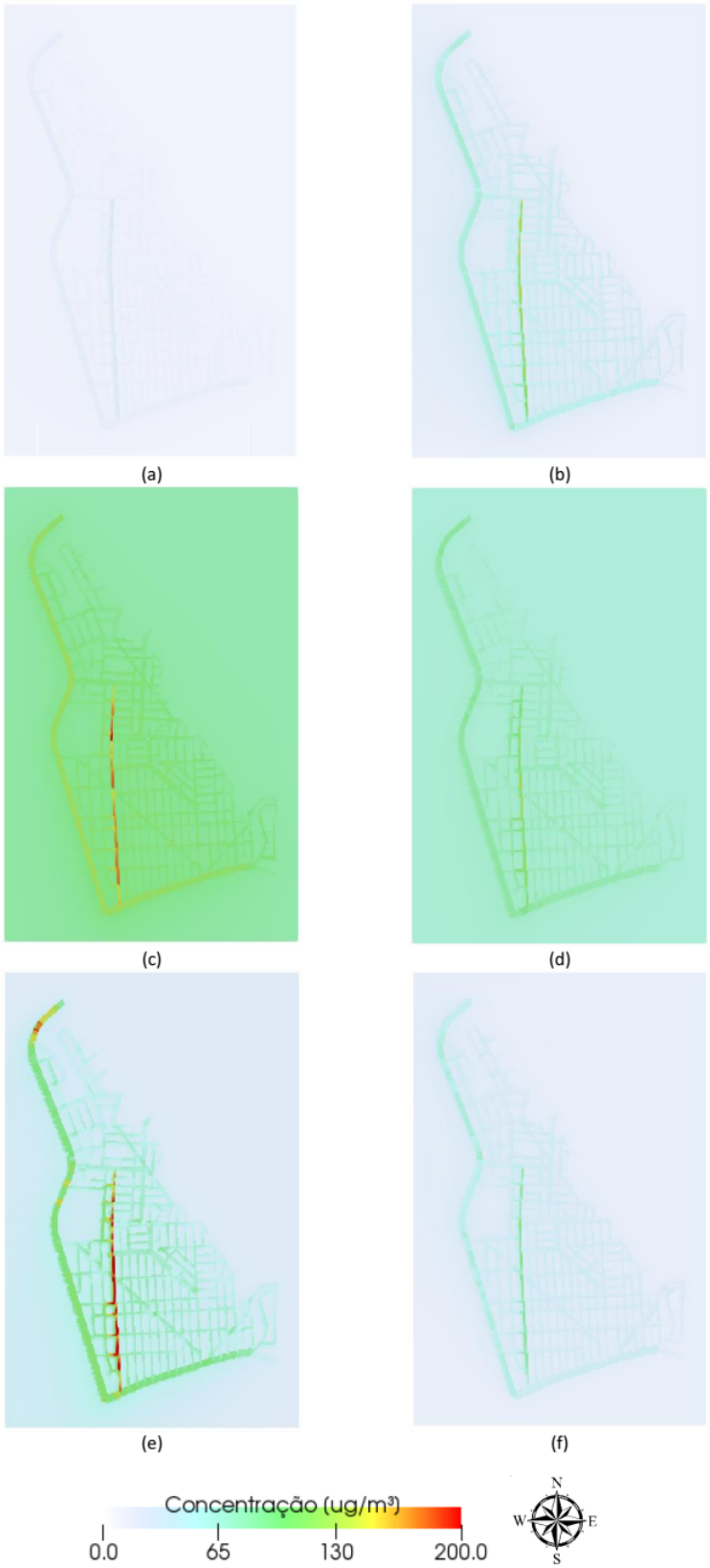
Figura 5.10 – Visualização do modelo de volume das ruas do bairro Jardim Camburi (vista superior).



Fonte: Própria autora, 2017

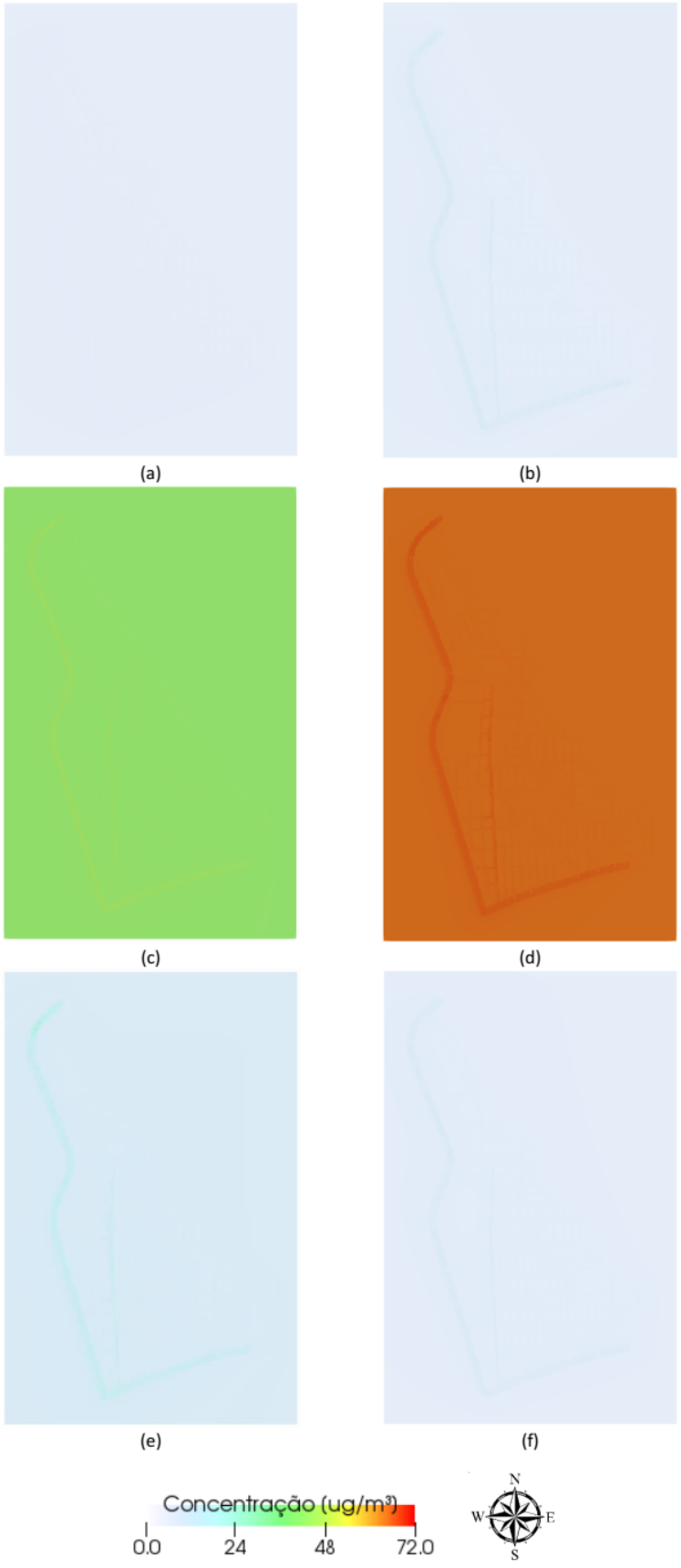
As maiores concentrações de MP_{10} são encontradas nas vias principais, uma vez que há uma maior taxa de emissão veicular desse poluente nessas ruas. Por ser caracterizada como cânion urbano, na rua Carlos Martins há uma canalização maior dos poluentes. Já na avenida Dante Michelini e na rodovia Norte Sul, que são caracterizadas como terrenos abertos, apesar da alta taxa de emissão nessas ruas, há uma dispersão maior dos poluentes.

Figura 5.11 – Evolução espacial e temporal da concentração horária média de MP_{10} no bairro Jardim Camburi, para o cenário 1 e nos seguintes horários do dia 22/07/2012: a) 3h; b) 8h; c) 13h; d) 16h; e) 20h; f) 24h.



Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.12 – Evolução espacial e temporal da concentração horária média de SO_2 no bairro Jardim Camburi, para o cenário 1 e nos seguintes horários do dia 22/07/2012: a) 3h; b) 8h; c) 13h; d) 16h; e) 20h; f) 24h.



Fonte: Própria autora, 2017

Para os resultados de SO_2 (Figura 5.12) observa-se que em cada hora estudada houve uma pequena variação espacial das concentrações do poluente. Isso também pode ser constatado analisando-se um único horário (Figura 5.13), em uma escala mais representativa. Para esse caso, as concentrações no domínio de estudo apresentaram uma variação de apenas 4,0 $\mu g/m_3$. Além disso, observa-se que as maiores concentrações foram nas vias principais do bairro.

Figura 5.13 – Evolução espacial e temporal da concentração horária média de SO_2 no bairro Jardim Camburi: cenário 1, às 8h do dia 22/07/2012

Fonte: Própria autora, 2017

5.2.2.1 Concentrações médias e máximas

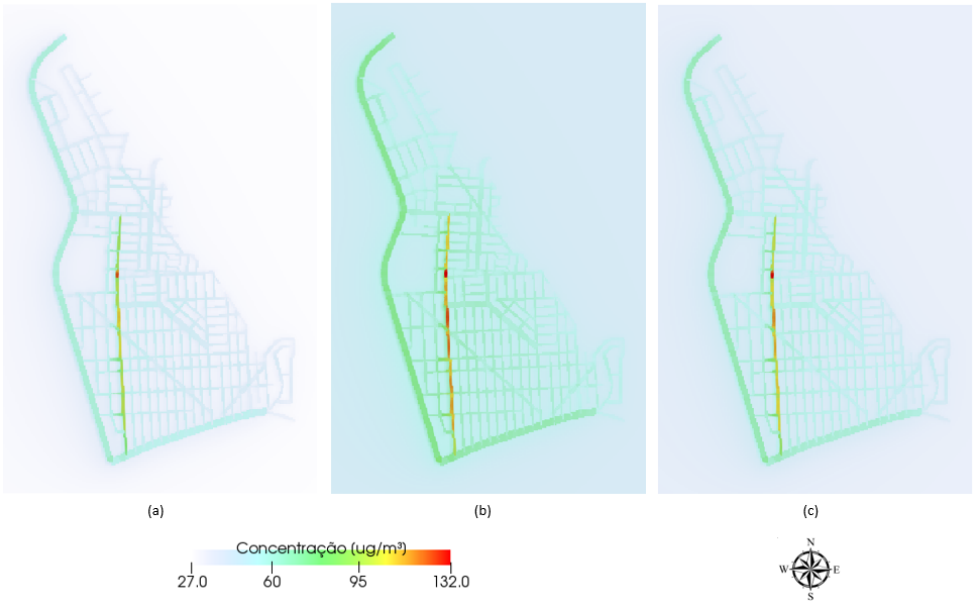
As concentrações médias e máximas no período de estudo para os cenários 1 a 3 estão apresentadas nas Figuras 5.14 a 5.17. A partir desses gráficos, observa-se que houve um aumento significativo das concentrações máximas de MP_{10} e SO_2 em relação as concentrações médias. Para MP_{10}, as concentrações médias alcançaram picos de 132 $\mu g/m^3$ (Figura 5.14) e chegaram a 415 $\mu g/m^3$ quando consideradas as concentrações máximas (Figura 5.15). Para SO_2, as concentrações médias atingiram valores de até 17 $\mu g/m^3$ (Figura 5.16) e as concentrações máximas até 72 $\mu g/m^3$ (Figura 5.17).

Nota-se que, de forma geral, para MP_{10}, as maiores concentrações, tanto médias quanto máximas, foram estimadas para o cenário 2 (Figuras 5.14b e 5.15b), ou seja, considerando a estação de Laranjeiras como concentração de fundo. Já para SO_2, as maiores concentrações foram para o cenário 1 (Figuras 5.16a e 5.17a), ou seja, utilizando a estação da Enseada do Suá como

concentração de fundo.

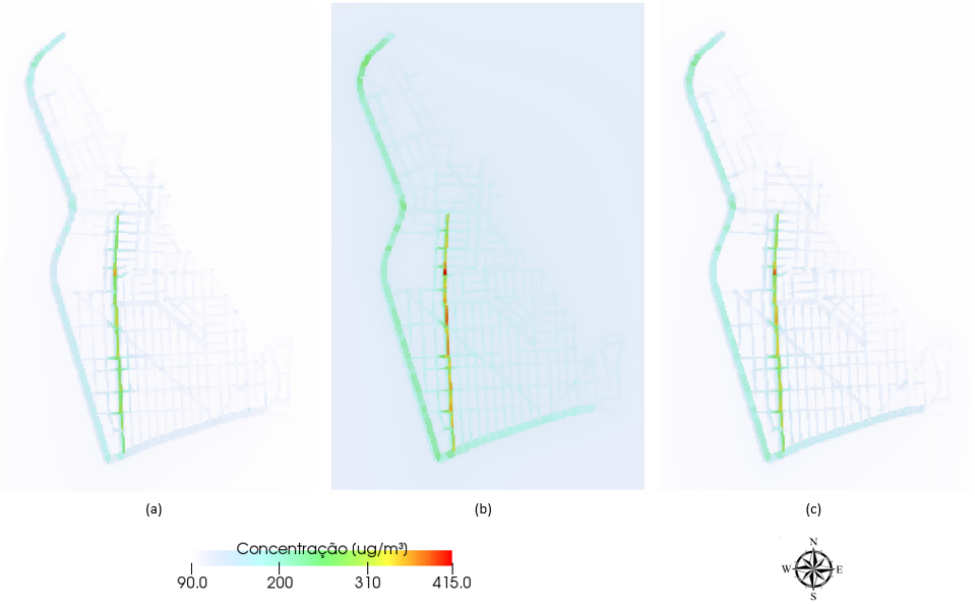
Os cenários 4 a 6 não foram apresentados nesse momento, pois seus resultados foram equivalentes aos cenários 1 a 3.

Figura 5.14 – Evolução espacial das concentrações médias de MP_{10} no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3



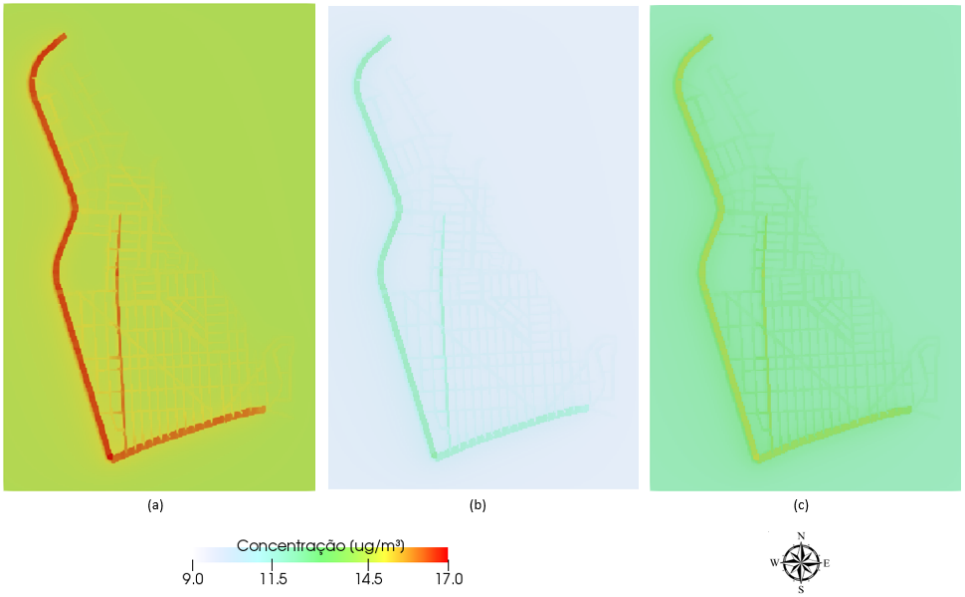
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.15 – Evolução espacial das concentrações máximas de MP_{10} no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3



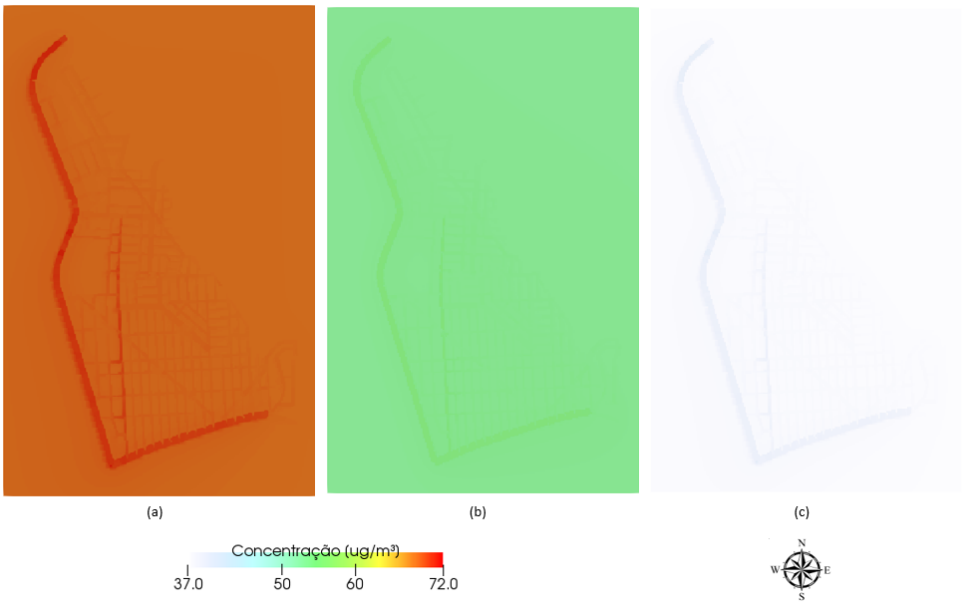
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.16 – Evolução espacial das concentrações médias de SO_2 no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3



Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.17 – Evolução espacial das concentrações máximas de SO_2 no período de estudo: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3



Fonte: Própria autora, 2017

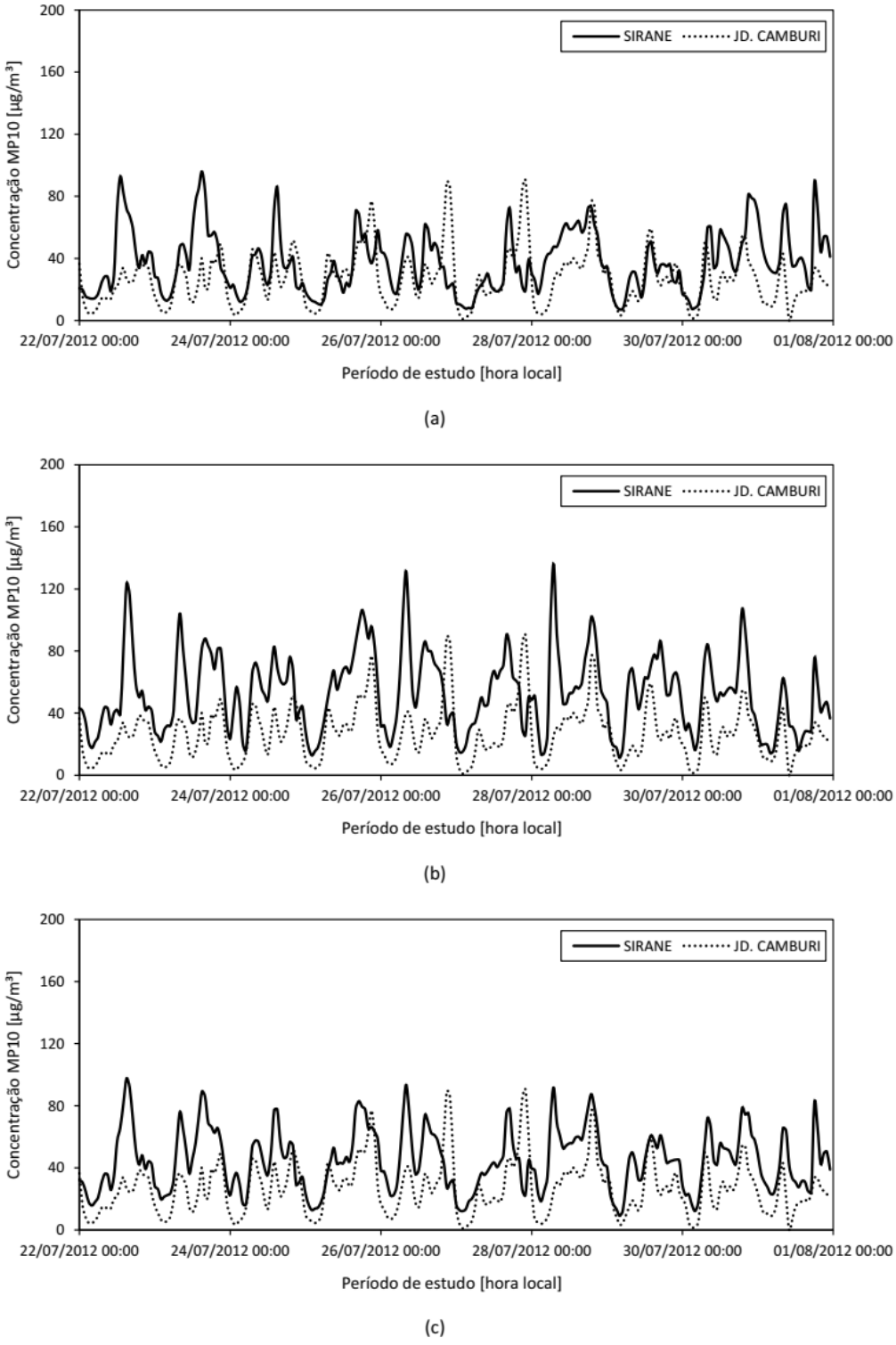
5.2.3 Evolução temporal das concentrações de poluentes

5.2.3.1 Material Particulado MP_{10}

A evolução temporal das concentrações médias horárias calculadas pelo SIRANE para MP_{10} estão apresentados nas Figuras 5.18 e 5.19. As concentrações calculadas foram comparadas com

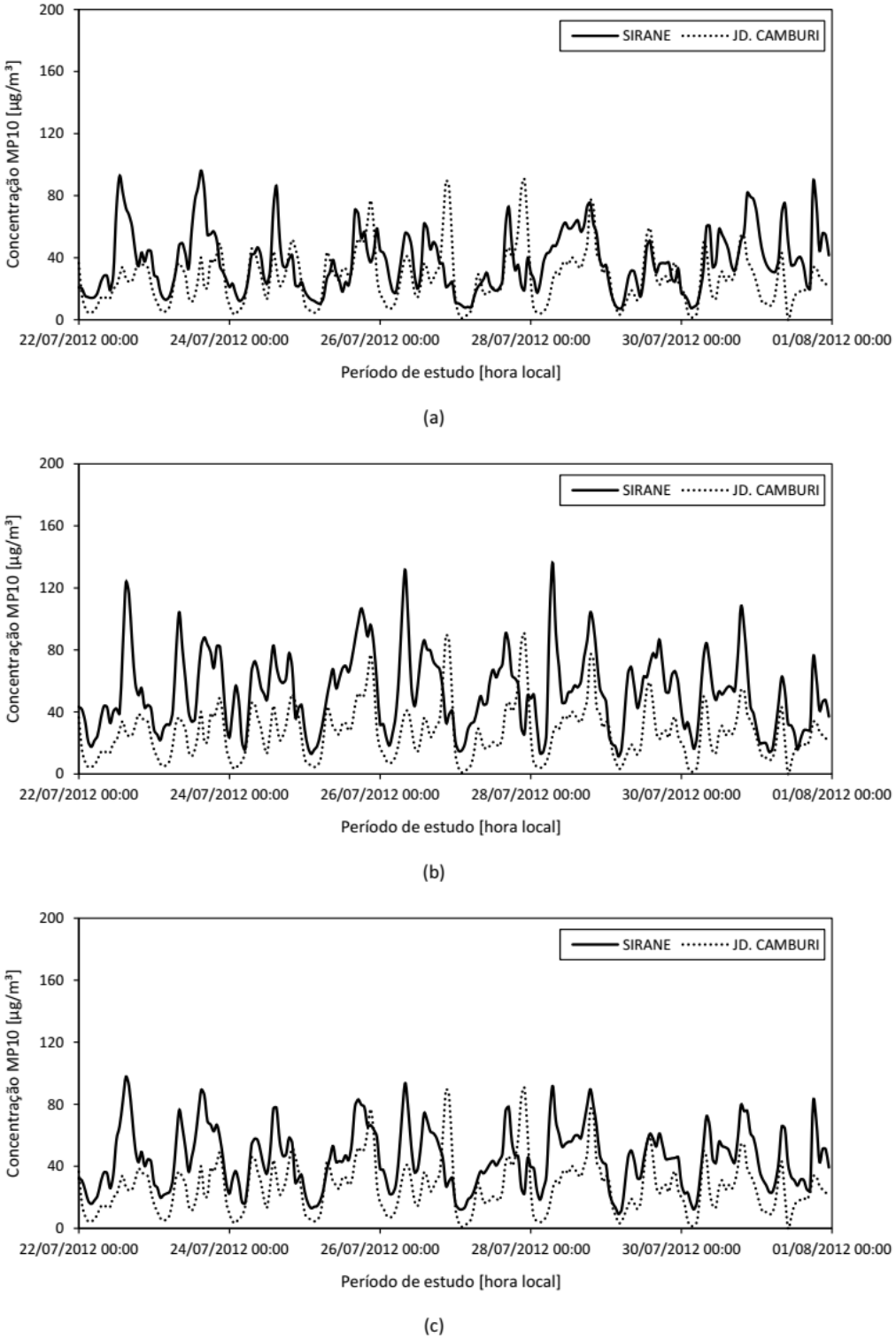
as medições realizadas na estação de monitoramento de Jardim Camburi.

Figura 5.18 – Evolução temporal da concentração horária média de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3.



Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.19 – Evolução temporal da concentração horária média de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6.



Fonte: Própria autora, 2017

Em todos os cenários, observou-se que as concentrações de MP_{10} simuladas seguiram a tendência dos valores medidos na estação de Jardim Camburi, ou seja, o modelo SIRANE foi capaz de

prever a tendência de evolução diária das concentrações de MP_{10} no bairro. Houve, porém, uma superestimação dos valores em todos os casos, que podem ser explicados pelos dados de emissão utilizados nas simulações.

Apesar desse estudo ter sido realizado considerando o ano de 2012, foram adotadas as taxas de emissão disponibilizadas pelo inventário de fontes do IEMA, cujo ano base é 2009, já que esta é a fonte de dados mais recente para a região. Além disso, as taxas de emissão veiculares podem ter sido superestimadas para as vias de Jardim Camburi, pois não foram realizadas medições diretas nessas vias, mas uma extrapolação dos dados aferidos na Terceira Ponte, no município de Vila Velha, vizinho ao município de Vitória.

Além disso, outro fator importante a ser considerado é a geometria urbana, sua simplificação pode ter ocasionado erros nos cálculos. A geometria utilizada pode ter proporcionado um maior confinamento dos poluentes no ponto receptor (estação de monitoramento de Jardim Camburi).

Os valores se mostraram menos discrepantes nos cenário 1 e 3 (Figuras 5.18a e 5.18c). Verifica-se, portanto, que os valores de concentração de fundo para o poluente MP_{10} provenientes da estação da Enseada do Suá e da média das duas estações (Enseada do Suá e Laranjeiras) foram os que melhor representaram os valores medidos na estação de Jardim Camburi.

Conforme já mencionado anteriormente, os resultados obtidos para os cenários 1 a 3 (Figura 5.18) foram equivalentes aos resultados para os cenários 4 a 6 (Figura 5.19). Isso pode ser justificado pela altura do dossel urbano utilizada nos cálculos. Apesar da altura das edificações ter sido considerada variada nos três primeiros cenários e constante nos últimos cenários, em todos eles a altura do dossel foi a média da altura das edificações do bairro, ou seja, 13 metros.

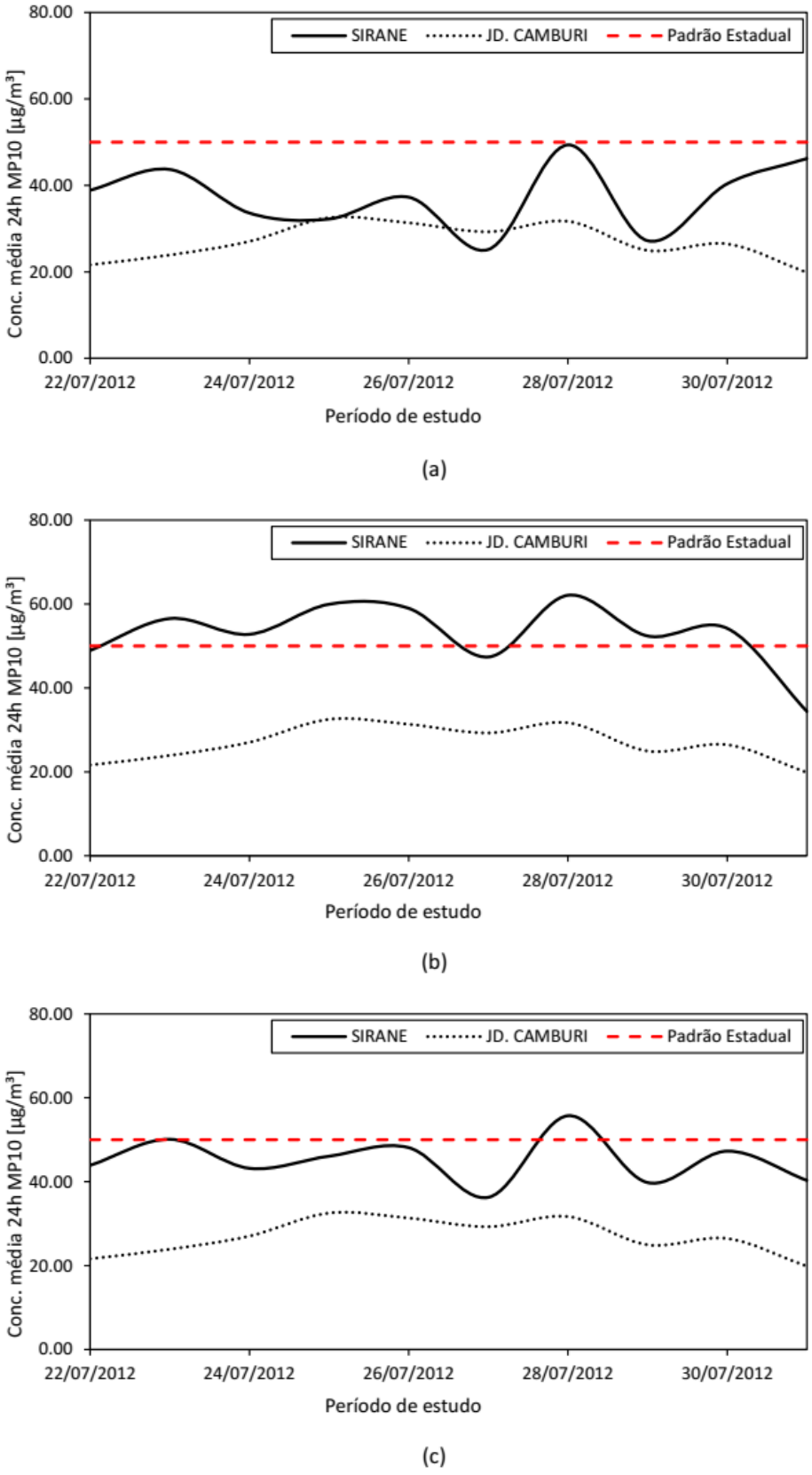
A Figura 5.20 apresenta uma comparação entre a evolução temporal da concentração média de 24 horas de MP_{10} medida na estação de Jardim Camburi e calculada pelo SIRANE. Nesses casos, é possível verificar que as concentrações foram superestimadas. A tendência da variação foi melhor representada para os cenários 2 e 3 (Figuras 5.20b e 5.20c).

Comparando os valores medidos e simulados com a legislação estadual do Espírito Santo (padrão final estabelecido no Decreto Estadual n° 3463-R/2013) observa-se que em nenhum momento do período estudado a concentração máxima definida na legislação foi ultrapassada para os valores medidos na estação de Jardim Camburi. Já para as concentrações simuladas, não houve ultrapassagem quando considerado o cenário 1 (Figura 5.20a). Para o cenário 2 (Figura 5.20b), houveram seis ultrapassagens e, para o cenário 3 (Figura 5.20c), houveram duas ultrapassagens.

5.2.3.2 Dióxido de enxofre SO_2

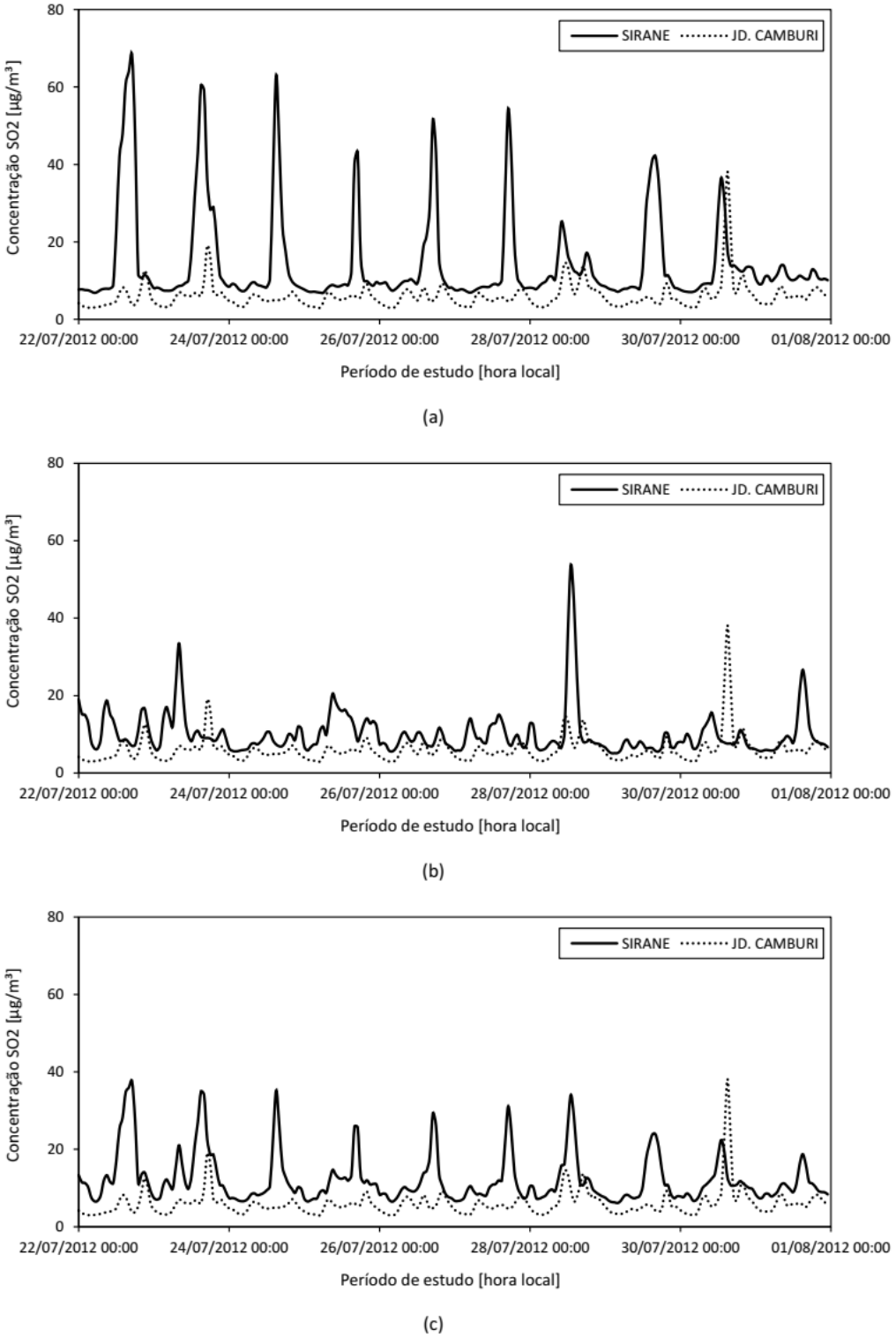
Considerando o poluente SO_2, a evolução temporal da concentração média horária desse poluente simulada pelo SIRANE está apresentada nas Figuras 5.21 e 5.22.

Figura 5.20 – Evolução temporal da concentração média de 24 horas de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3.



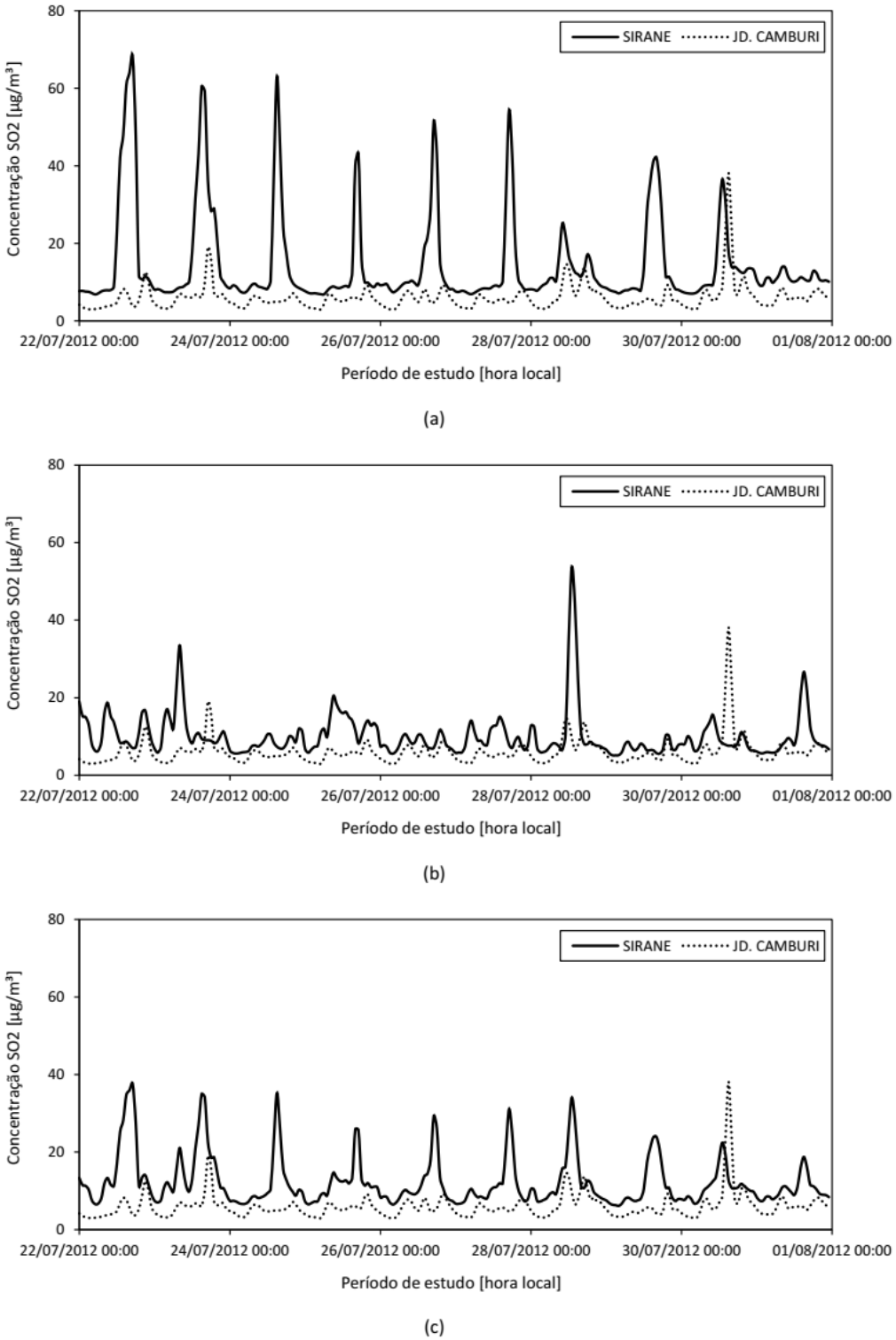
Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.21 – Evolução temporal da concentração horária média de SO_2 para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3.



Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.22 – Evolução temporal da concentração horária média de SO_2 para o bairro Jardim Camburi: d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6.



Fonte: Própria autora, 2017

Em todos os cenários, observou-se que as concentrações de SO_2 simuladas seguiram a tendência dos valores medidos na estação de Jardim Camburi. Isso significa que o modelo SIRANE foi capaz de prever a tendência de evolução diária da concentração de SO_2. Houve, porém uma

superestimação dos valores em todos os casos, com picos mais elevados para os cenários 1 e 3 (Figuras 5.21a e 5.21c). Para esse poluente, o cenário com concentração de fundo proveniente da estação Laranjeiras teve o melhor desempenho (Figura 5.21b). Ou seja, os valores de concentração de SO_2 medidos na estação de Laranjeiras foram os que melhor representaram os valores medidos na estação de Jardim Camburi.

Assim como para os casos do poluente MP_{10}, os sobrevalores das concentrações de SO_2 podem ser explicados pelos dados de emissão utilizados nas simulações. Apesar do presente estudo considerar o ano de 2012, foram adotadas as taxas de emissão disponibilizadas pelo inventário de fontes do IEMA, cujo ano base é 2009, já que esta é a fonte de dados mais recente para a região. Além disso, as taxas de emissão veiculares podem ter sido superestimadas para as vias de Jardim Camburi, pois não foram realizadas medições diretas nessas vias, mas uma extrapolação dos dados aferidos na Terceira Ponte, no município de Vila Velha, vizinho ao município de Vitória.

Outro fator importante a ser considerado é a geometria urbana, sua simplificação pode ter proporcionado um maior confinamento dos poluentes no ponto receptor.

Observou-se que também para o poluente SO_2, os resultados obtidos para os cenários 1 a 3 (Figura 5.21) foram equivalentes aos resultados dos cenários 4 a 6 (Figura 5.22) devido à utilização da altura média das edificações (13 metros) como altura do dossel urbano.

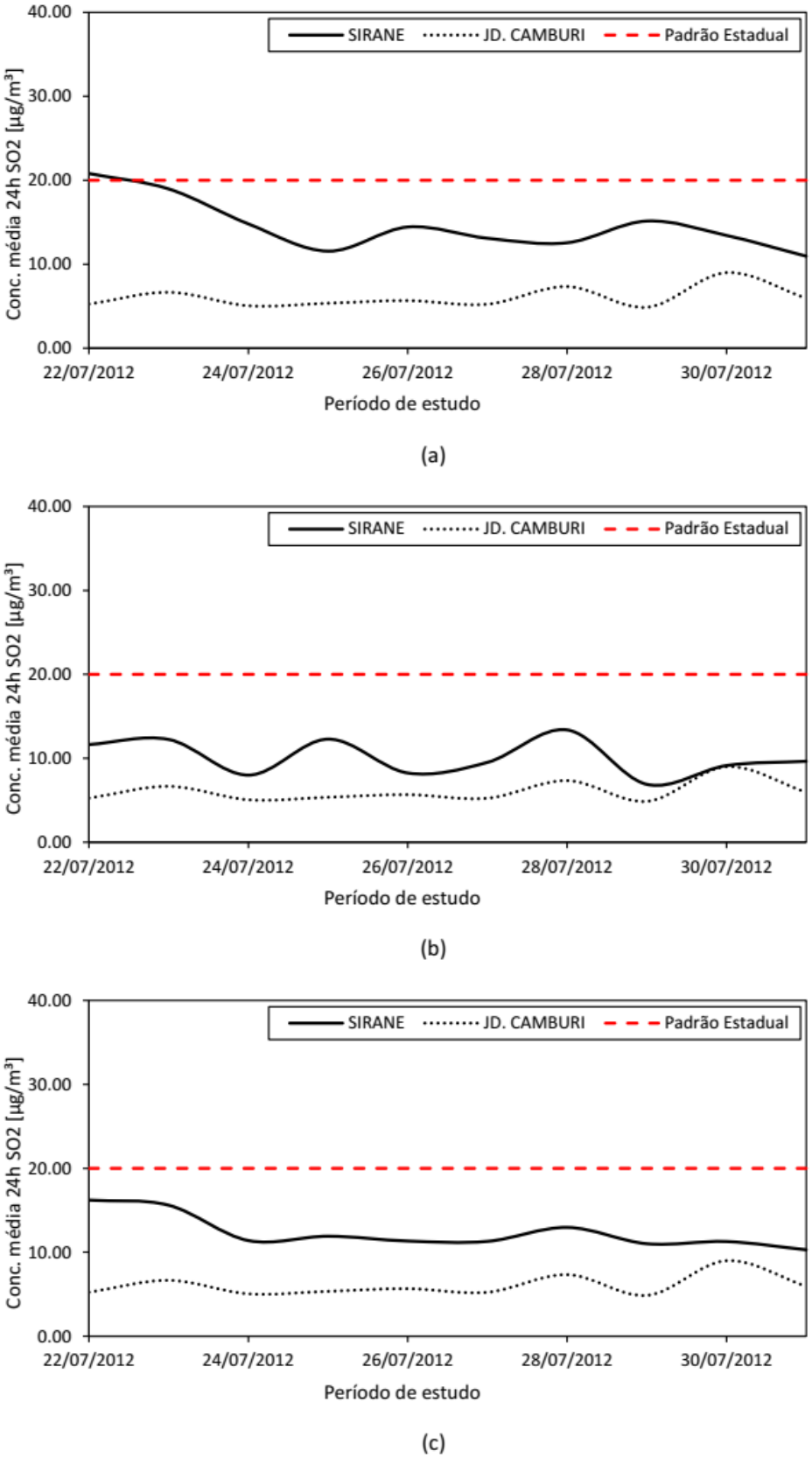
A Figura 5.23 apresenta uma comparação entre a evolução temporal da concentração média de 24 horas de SO_2 medida na estação de Jardim Camburi e calculada pelo SIRANE. Em todos os cenários apresentados, é possível verificar que as concentrações foram superestimadas. Também observa-se uma leve tendência nos dados simulados em acompanhar os dados medidos na estação.

Comparando-se os valores medidos e simulados com a legislação estadual do Espírito Santo (padrão final estabelecido no Decreto Estadual n° 3463-R/2013) observa-se que em nenhum momento do período estudado a concentração máxima definida na legislação foi ultrapassada para os valores medidos na estação de Jardim Camburi. Já para as concentrações simuladas, houve apenas uma ultrapassagem quando considerado o cenário 1 (Figura 5.23a).

5.2.4 Análise estatística dos resultados

Comparando a distribuição estatística das concentrações de poluentes medidas e simuladas, independente da evolução temporal dos dados (Figuras 5.24 e 5.25) observa-se a existência de uma tendência linear entre as distribuições, com coeficiente de correlação acima de 0,96 para todos os cenários de MP_{10}, e acima de 0,77 para os cenários de SO_2. Apesar disso, todos os gráficos Q-Q ("Q"significa quantil) apresentaram certa divergência em relação à curva esperada ($y = ax + b$ com a = 1 e b = 0).

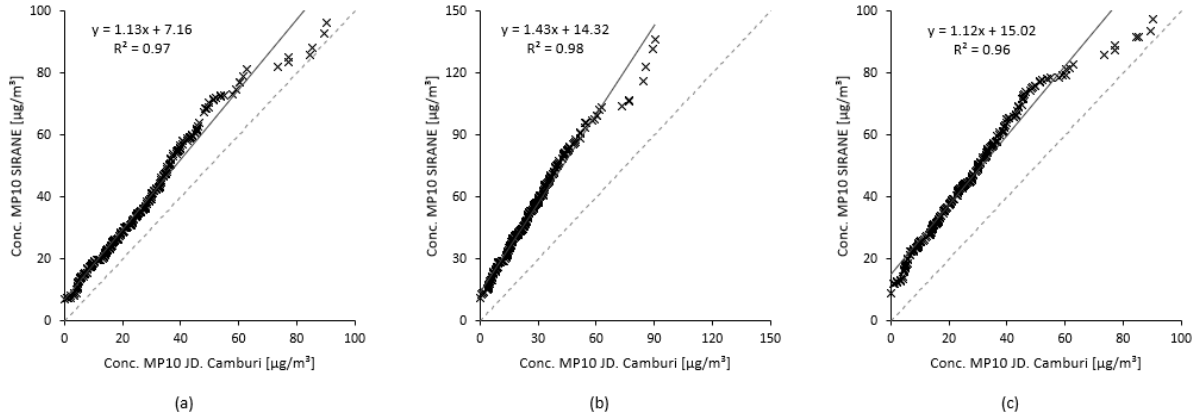
Figura 5.23 – Evolução temporal da concentração média de 24 horas de SO_2 para o bairro Jardim Camburi: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3.



Fonte: Própria autora, 2017

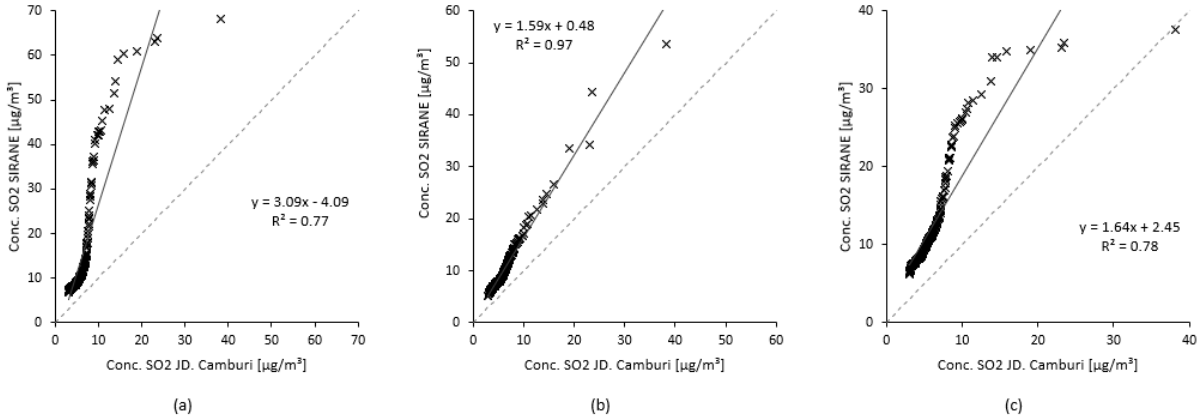
De forma geral, o melhor desempenho foi identificado para o poluente MP_{10}. Para esse poluente, as curvas Q-Q apresentaram coeficiente de inclinação (a) próximo a 1 e deslocamento (b) entre 7 e 15. Já para SO_2, a variou de 1,59 a 3,09, e b de -4,09 a 2,45. Observa-se também que, para todos os cenários e poluentes, há uma menor conformidade entre os dados medidos e calculados para valores extremos. Esses resultados indicam que houve uma superestimação das concentrações calculadas pelo SIRANE.

Figura 5.24 – Comparação por gráfico Q-Q das concentrações de MP_{10} medidas e simuladas: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3; d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6. A linha pontilhada representa a curva esperada.



Fonte: Própria autora, 2017

Figura 5.25 – Comparação por gráfico Q-Q das concentrações de SO_2 medidas e simuladas: a) cenário 1; b) cenário 2; c) cenário 3; d) cenário 4; e) cenário 5; f) cenário 6. A linha pontilhada representa a curva esperada.



Fonte: Própria autora, 2017

A partir dos gráficos Q-Q também observou-se que os melhores resultados foram apresentados no cenário 1, para o poluente MP_{10}, e no cenário 2, para o poluente SO_2.

Outra análise realizada nesse estudo foi a comparação das concentrações médias e máximas calculadas e medidas no ponto receptor, considerando todo o período de estudo (22/07/2012 a 31/07/2012) (Tabela 5.1). Observa-se que, com exceção de dois casos, todos as concentrações (médias e máximas) calculadas pelo SIRANE foram superestimadas em relação às medições na estação de Jardim Camburi. Para os cenários 3 e 6, para SO_2, a concentração máxima calculada pelo SIRANE foi levemente menor que o valor medido.

Tabela 5.1 – Concentrações médias e máximas calculadas e medidas na estação de Jardim Camburi

	Concentração média [ug/m3]				**Concentração máxima [ug/m3]**			
	MP10		**SO2**		**MP10**		**SO2**	
	Simulada	**Medida**	**Simulada**	**Medida**	**Simulada**	**Medida**	**Simulada**	**Medida**
Cenário 1	37,39		14,57		96,03		68,25	
Cenário 2	52,76		10,09		136,00		53,57	
Cenário 3	45,08	26,86	12,33	6,04	97,54	90,50	37,63	38,17
Cenário 4	37,62		14,58		96,15		68,26	
Cenário 5	52,99		10,10		136,10		53,57	
Cenário 6	45,31		12,34		97,66		37,64	

Fonte: Própria autora, 2017

Os resultados dos índices estatísticos para os cenários estudados e os poluentes MP_{10} e SO_2 estão apresentados nas Tabelas 5.2 e 5.3. Como já foi ressaltado anteriormente, os resultados para os cenários de 1 a 3 foram equivalentes aos resultados para os cenários de 4 a 6, devido à utilização da altura média das edificações, 13 metros, como altura do dossel urbano em todos os casos. Isso também foi comprovado pelos valores médios e máximos (Tabela 5.1) e pelos resultados estatísticos (Tabelas 5.2 e 5.3).

Tabela 5.2 – Resultado dos índices estatíticos para os cenários 1 a 3. Os valores ótimos e os critérios estão de acordo com Chang e Hanna (2004) e Chang et al. (2005). Os valores excedidos estão identificados em negrito

	Valor ótimo	**Critério**	**Cenário 1**		**Cenário 2**		**Cenário 3**	
			MP_{10}	**SO_2**	**MP_{10}**	**SO_2**	**MP_{10}**	**SO_2**
FB	0	$-0,3 \leq FB \leq 0,3$	**-0,328**	**-0,828**	**-0,651**	**-0,503**	**-0,506**	**-0,685**
ER	0		0,546	0,963	0,759	0,540	0,662	0,669
MNSE	0	$\sqrt{NMSE} \leq 2$	0,447	**2,345**	0,674	0,890	0,456	1,070
r	1		0,415	0,168	0,551	0,112	0,556	0,208
MG	1	$0,7 \leq MG \leq 1,3$	**1,524**	**2,156**	**2,213**	**1,676**	**1,921**	**2,030**
VG	1	$VG \leq 1,6$	**1,702**	**2,475**	**2,585**	**1,662**	**2,043**	**2,034**
FAC2	1	$FAC2 \geq 0,5$	0,662	0,546	**0,438**	0,667	0,533	0,496

Tabela 5.3 – Resultado dos índices estatíticos para os cenários 4 a 6. Os valores ótimos e os critérios estão de acordo com Chang e Hanna (2004) e Chang et al. (2005). Os valores excedidos estão identificados em negrito

	Valor ótimo	**Critério**	**Cenário 4**		**Cenário 5**		**Cenário 6**	
			MP_{10}	**SO_2**	**MP_{10}**	**SO_2**	**MP_{10}**	**SO_2**
FB	0	$-0,3 \leq FB \leq 0,3$	**-0,334**	**-0,829**	**-0,654**	**-0,503**	**-0,511**	**-0,686**
ER	0		0,547	0,693	0,762	0,541	0,666	0,669
MNSE	0	$\sqrt{NMSE} \leq 2$	0,447	**2,345**	0,677	0,890	0,458	1,070
r	1		0,420	0,168	0,554	0,112	0,560	0,209
MG	1	$0,7 \leq MG \leq 1,3$	**1,534**	**2,157**	**2,223**	**1,677**	**1,931**	**2,031**
VG	1	$VG \leq 1,6$	**1,708**	**2,476**	**2,600**	**1,662**	**2,054**	**2,035**
FAC2	1	$FAC2 \geq 0,5$	0,667	0,546	**0,438**	0,667	0,525	0,496

Os índices estatísticos FB, MG e VG não obedeceram aos critérios considerados satisfatórios para nenhum dos cenários e poluentes. Já os índices NMSE e FAC2 apresentaram, de forma geral, valores satisfatórios tanto para MP_{10} quanto para SO_2. O erro relativo (ER), cujo valor esperado é 0, variou de 0,546 a 0,759, para MP_{10}, e de 0,540 a 0,693, para SO_2. Já o coeficiente de correlação (R), cujo valor esperado é 1, variou de 0,415 a 0,556, para MP_{10}, e de 0,112 a 0,208, para SO_2.

Os valores negativos de FB indicam que houve uma superestimação das concentrações pelo SIRANE. Apesar desse indicador não estar na faixa esperada para nenhum dos cenários, é possível observar que, para MP_{10}, o cenário 1 resultou em um valor de FB mais próximo ao esperado. Já para SO_2, o cenário 2 apresentou o valor de FB mais próximo ao esperado. De forma geral, os resultados para o poluente MP_{10} foram melhores.

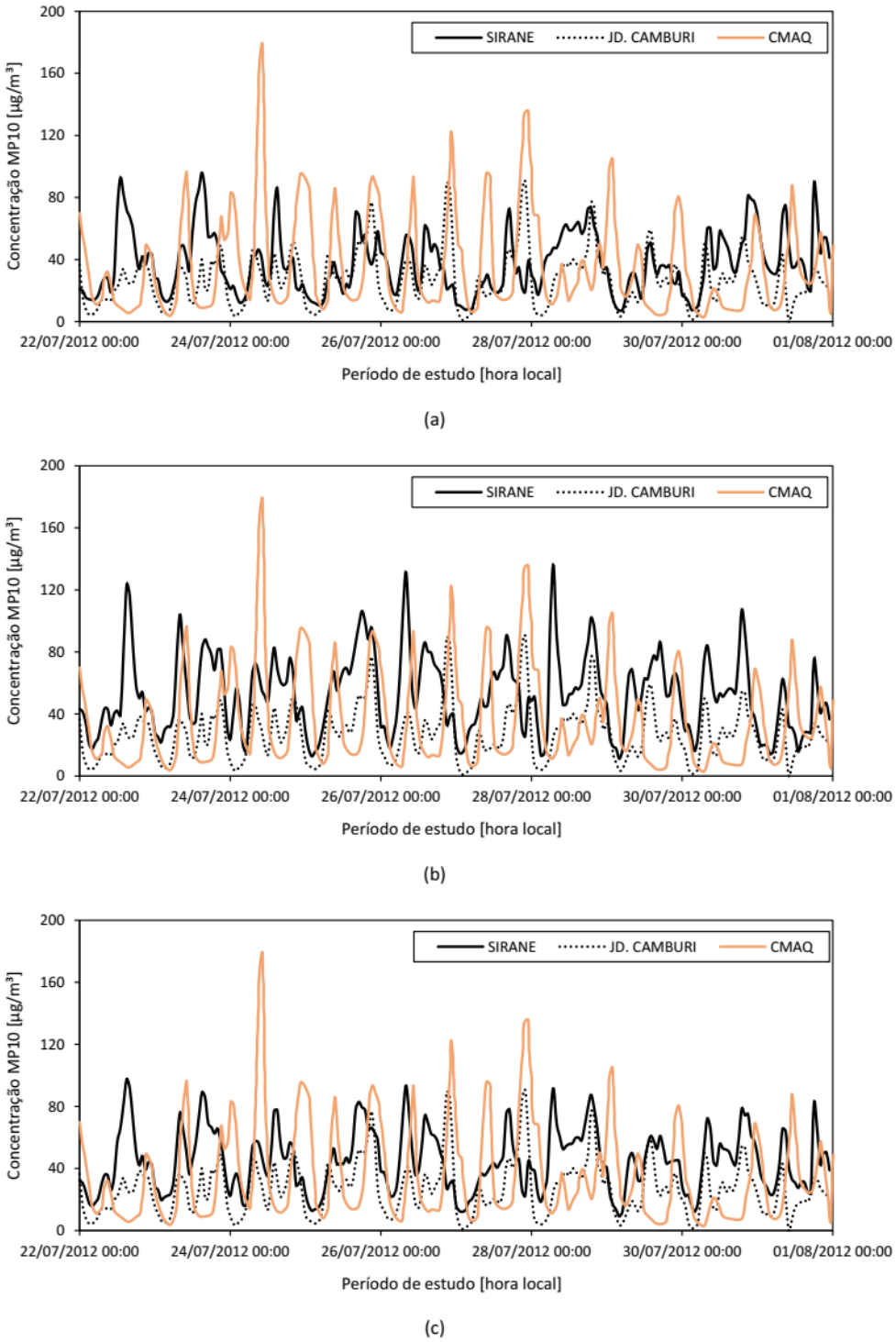
Na maioria dos cenários verifica-se que os resultados do índice FAC2 foram maiores de 0,5. Conclui-se, portanto, que, com exceção dos valores extremos altos e baixos, mais de 50% das concentrações calculadas pelo SIRANE estão próximas às medidas pela estação de Jardim Camburi.

5.2.5 Comparação SIRANE x CMAQ

Também foi realizada uma comparação entre as concentrações de MP_{10} simuladas pelo SIRANE e pelo modelo de mesoescala CMAQ (SANTIAGO, 2015). A Figura 5.26 apresenta a comparação da evolução temporal da concentração média horária de MP_{10} para todos os cenários estudados.

Observa-se a partir da Figura 5.26 que os resultados do CMAQ apresentam alguns picos de concentração muito elevados. Verifica-se também que alguns picos estão melhor representados pelo CMAQ do que pelo SIRANE se comparados às medições da estação de Jardim Camburi (e.g. entre o final do dia 25/07/2012 e o final do dia 27/07/2012).

Figura 5.26 – Evolução temporal da concentração média horária de MP_{10} para o bairro Jardim Camburi: comparação entre os resultados do SIRANE e do CMAQ (SANTIAGO, 2015). a) Cenário 1; b) Cenário 2; c) Cenário 3.



Fonte: Própria autora, 2017

Nota-se, ainda, que o CMAQ subestimou as concentrações de MP_{10} em mais pontos do que o modelo SIRANE (e.g. cenário 1 - 23/07/2012 e cenários 1, 2 e 3 - 28/07/2012 e 30/07/2012).

A concentração média horária de MP_{10} no período de estudo medida pela estação de Jardim

Camburi foi de 26,86 μg/m^3. Para as simulações com o SIRANE, a média foi de 37,39 μg/m^3, 52,76 μg/m^3 e 45,08 μg/m^3 para os cenários 1, 2 e 3, respectivamente. Já para as simulações com o CMAQ a concentração média obtida foi de 52,34 μg/m^3.

A partir dessas concentrações médias observa-se que houve uma superestimação por ambos os modelos em relação às medições realizadas na estação de monitoramento de Jardim Camburi. Os valores se aproximaram mais do esperado no cenário 1 do SIRANE. As concentrações máximas calculadas pelo SIRANE no cenário 2 e pelo CMAQ foram os mais discrepantes em relação ao valor medido pela estação.

A concentração máxima horária medida na estação de Jardim Camburi foi de 90,50 μg/m^3. Para as simulações com o SIRANE, a máxima foi de 96,03 μg/m^3, 136,00 μg/m^3 e 97,54 μg/m^3 para os cenários 1, 2 e 3, respectivamente. Já para as simulações com o CMAQ a concentração máxima foi de 179,57 μg/m^3.

A partir das concentrações máximas observa-se que houve uma superestimação por ambos os modelos em relação à estação de Jardim Camburi. Os valores se aproximaram mais do esperado para os cenários 1 e 3 do SIRANE. A máxima calculada pelo CMAQ foi muito discrepante do valor medido pela estação.

Os resultados das simulações do CMAQ obtiveram um erro quadrático médio normalizado (NMSE) igual a 0,7 e um coeficiente de correlação (r) de 0,5. Para esses mesmos índices estatísticos, os valores obtidos de NMSE por meio das simulações com o SIRANE variaram de 0,447 a 0,674. Considerando o coeficiente de correlação (r), os valores variaram de 0,415 a 0,556. Observa-se, portanto, a similaridade entre os valores dos índices estatísticos resultantes para o CMAQ e para o SIRANE.

De forma geral, conclui-se que as concentrações calculadas pelo SIRANE foram mais próximas aos dados aferidos na estação de Jardim Camburi do que os resultados apresentados pelo CMAQ, com um tempo de simulação significativamente menor. Considerando que CMAQ é um modelo de mesoescala e o SIRANE de escala local, este último deveria apresentar resultados mais satisfatórios.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste trabalho, avaliou-se a possibilidade da aplicação do modelo SIRANE em estudos relativos à qualidade do ar na Região Metropolitana da Grande Vitória, Espírito Santo. O modelo foi utilizado para estimar os níveis de concentração dos poluentes MP_{10} e SO_2 no bairro de Jardim Camburi, sendo seus resultados comparados aos dados disponíveis da estação de monitoramento da qualidade do ar presente no bairro.

O presente trabalho foi realizado em duas etapas. Em um primeiro momento, alguns cenários hipotéticos foram definidos afim de avaliar a resposta do modelo quanto ao transporte de poluentes nas interseções das ruas e para a atmosfera externa. A segunda etapa consistiu na avaliação propriamente dita do modelo quando aplicado a um bairro da RMGV. As principais conclusões obtidas no trabalho estão apresentadas a seguir.

Na primeira etapa foi possível identificar a influência exercida pela geometria urbana sobre os resultados de dispersão de poluentes apresentados pelo software. As características da geometria, bem como do vento externo, podem propiciar a canalização de poluentes nas ruas ou favorecer sua dispersão. Essas propriedades foram verificadas nos resultados obtidos. Ainda foi possível averiguar que, como o previsto, a presença de terrenos abertos (praças, parques, etc.) contribuem com a dispersão e, consequentemente, com a diminuição de picos de concentração dentro do dossel urbano apresentados pelo modelo. Quando o bairro é formado por apenas ruas do tipo cânion, uma maior canalização dos poluentes é observada nas vias.

Concluiu-se, portanto, que a dispersão de poluentes sofre influência da geometria urbana e da direção do vento externo e que o modelo SIRANE contempla os principais mecanismos de dispersão em áreas urbanas: canalização ao longo das ruas, dispersão influenciada pelas edificações e transporte de poluentes para a região acima dos prédios.

As simulações para o bairro Jardim Camburi se mostraram bastante promissoras. A tendência de evolução temporal da concentração de poluentes foi acompanhada pelo modelo, embora tenha sido apresentada uma superestimação dos picos de concentrações. Para o poluente MP_{10}, o modelo apresentou um melhor desempenho quando considerada a concentração de fundo proveniente da estação da Enseada do Suá. Já para o poluente SO_2, o melhor desempenho foi obtido considerando a estação de Laranjeiras. De forma geral, o melhor desempenho do modelo foi identificado para o poluente MP10.

Os sobrevalores encontrados na segunda etapa do trabalho podem ser explicados pelos dados de emissão de poluentes utilizados nas simulações. Foram consideradas as taxas de emissões disponibilizadas por um inventário de fontes cujo ano base é 2009. Essa era a fonte de dados de emissão de poluentes mais recente para a região em estudo. Além disso, as taxas de emissão veiculares podem ter sido superestimadas para as vias de Jardim Camburi, uma vez que não

foram feitas medições diretas nessas vias, mas sim uma extrapolação dos dados aferidos na Terceira Ponte, no município de Vila Velha.

Outra possível fonte de erro é a vizinhança da estação de monitoramento de Jardim Camburi. Nas proximidades da estação, existe uma pequena fonte pontual que pode mascarar os dados de concentração de gases e partículas medidos na estação. Essa fonte não foi considerada nas simulações do SIRANE.

Comparando-se as concentrações de MP_{10} calculadas pelo modelo de mesoescala CMAQ e pelo SIRANE, verificou-se que ambos superestimaram as concentrações de poluentes na estação de Jardim Camburi. As concentrações calculadas pelo SIRANE foram mais próximas aos dados aferidos pela estação de monitoramento de Jardim Camburi do que os resultados apresentados pelo CMAQ. Há ainda grande similaridade entre os índices estatísticos coeficiente de correlação e erro quadrático médio normalizado nos dois modelos.

A principal vantagem do modelo SIRANE constatada no estudo foi a representação satisfatória das concentrações calculadas em relação as medidas com uma simplificidade operacional na construção dos casos e rápida obtenção de resultados (na ordem de algumas horas).

Para trabalhos futuros recomenda-se a obtenção de dados de emissão de poluentes a partir de uma nova abordagem (e.g. medições diretas) e inserção de fontes pontuais de poluentes nas simulações, a comparação dos resultados obtidos com o SIRANE com outros modelos de escala local e a utilização dos resultados de modelos de mesoescala (e.g. CMAQ) como concentração de fundo na região urbana estudada.

REFERÊNCIAS

AMORIM, J. et al. Cfd modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion. *Science of the Total Environment*, Elsevier, v. 461, p. 541–551, 2013.

BELCHER, S. et al. Processes controlling atmospheric dispersion through city centres. *Journal of Fluid Mechanics*, Cambridge University Press, v. 763, p. 51–81, 2015.

BELCHER, S. E. Mixing and transport in urban areas. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, The Royal Society, v. 363, n. 1837, p. 2947–2968, 2005.

BENSON, P. E. A review of the development and application of the caline3 and 4 models. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, Elsevier, v. 26, n. 3, p. 379–390, 1992.

BERKOWICZ, R. Ospm—a parameterised street pollution model. In: *Urban Air Quality: Measurement, Modelling and Management*. [S.l.]: Springer, 2000. p. 323–331.

BEY, I. et al. Global modeling of tropospheric chemistry with assimilated meteorology: Model description and evaluation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Wiley Online Library, v. 106, n. D19, p. 23073–23095, 2001.

BIEMMI, S. et al. Estimate of boundary layer parameters and background concentrations for pollutant dispersion modeling in urban areas. In: *31st NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application*. [S.l.: s.n.], 2010. v. 27.

BRASSEUR, G. et al. Mozart, a global chemical transport model for ozone and related chemical tracers: 1. model description. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Wiley Online Library, v. 103, n. D21, p. 28265–28289, 1998.

BROWN, M. J. et al. Evaluation of the quic wind and dispersion models using the joint urban 2003 field experiment dataset. In: *AMS 8th Symp. Urban Env*. [S.l.: s.n.], 2009.

BUSINGER, J. A. et al. Flux-profile relationships in the atmospheric surface layer. *Journal of the atmospheric Sciences*, v. 28, n. 2, p. 181–189, 1971.

BYUN, D. W.; CHING, J. et al. *Science algorithms of the EPA Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) modeling system*. [S.l.]: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development Washington, DC, 1999.

CARPENTIERI, M. et al. Evaluation of a neighbourhood scale, street network dispersion model through comparison with wind tunnel data. *Environmental modelling & software*, Elsevier, v. 37, p. 110–124, 2012.

CARRUTHERS, D. et al. Development of adms-urban and comparison with data from urban areas in the uk. *NATO CHALLENGES OF MODERN SOCIETY*, PLENUM PUBLISHING CORPORATION, v. 22, p. 467–476, 1998.

CARRUTHERS, D. et al. Uk-adms: A new approach to modelling dispersion in the earth's atmospheric boundary layer. *Journal of wind engineering and industrial aerodynamics*, Elsevier, v. 52, p. 139–153, 1994.

CEZANA, F. C. *Estudo da transferência de massa de poluente no topo de um dossel urbano Estudo da transferência de massa de poluente no topo de um dossel urbano*. Tese (Doutorado) — Universidade Federal do Espírito Santo, 2015.

CHANG, J.; HANNA, S. Air quality model performance evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, Springer, v. 87, n. 1, p. 167–196, 2004.

CHANG, J. C. et al. Use of salt lake city urban 2000 field data to evaluate the urban hazard prediction assessment capability (hpac) dispersion model. *Journal of Applied Meteorology*, v. 44, n. 4, p. 485–501, 2005.

CIERCO, F. et al. Siranerisk: an operational dispersion model for urban areas incorporating a new method to account for concentration fluctuations. In: *13th International Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Paris, France, 1e4 June*. [S.l.: s.n.], 2010.

CIMORELLI, A. J. et al. Aermod: A dispersion model for industrial source applications. part i: General model formulation and boundary layer characterization. *Journal of applied meteorology*, v. 44, n. 5, p. 682–693, 2005.

CUI, P.-Y.; LI, Z.; TAO, W.-Q. Buoyancy flows and pollutant dispersion through different scale urban areas: Cfd simulations and wind-tunnel measurements. *Building and Environment*, Elsevier, v. 104, p. 76–91, 2016.

DRAXLER, R. R.; HESS, G. Description of the hysplit4 modeling system. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Environmental Research Laboratories, Air Resources Laboratory, 1997.

EMMONS, S. Description and evaluation of the model for ozone and related chemical tracers, version 4 (mozart-4). *Geoscientific Model Development*, v. 3, 2010.

ENVIRON, U. G. Comprehensive air quality model with extensions (camx). version 6.1. *ENVIRON International Corporation*, 2014.

FLAHERTY, J. E.; STOCK, D.; LAMB, B. Computational fluid dynamic simulations of plume dispersion in urban oklahoma city. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, v. 46, n. 12, p. 2110–2126, 2007.

FLUENT, A. 12.0 theory guide. *Ansys Inc*, v. 5, 2009.

GARRATT, J. R. The atmospheric boundary layer. *Earth-Science Reviews*, Elsevier, v. 37, n. 1-2, p. 89–134, 1994.

GIAMBINI, P. et al. Influence of meteorological input parameters on urban dispersion modelling for traffic scenario analysis. In: *Air Pollution Modeling and its Application XXI*. [S.l.]: Springer, 2011. p. 453–457.

GOULART, E. V. *Flow and dispersion in urban areas*. Tese (Doutorado) — University of Reading, 2012.

GRELL, G. A. et al. Fully coupled "online" chemistry within the wrf model. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 39, n. 37, p. 6957–6975, 2005.

GROMKE, C.; BLOCKEN, B. Influence of avenue-trees on air quality at the urban neighborhood scale. part i: Quality assurance studies and turbulent schmidt number analysis for rans cfd simulations. *Environmental Pollution*, Elsevier, v. 196, p. 214–223, 2015.

HAUGLUSTAINE, D. et al. Mozart, a global chemical transport model for ozone and related chemical tracers: 2. model results and evaluation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Wiley Online Library, v. 103, n. D21, p. 28291–28335, 1998.

HAUGLUSTAINE, D. et al. Interactive chemistry in the laboratoire de météorologie dynamique general circulation model: Description and background tropospheric chemistry evaluation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Wiley Online Library, v. 109, n. D4, 2004.

HERTEL, O.; BERKOWICZ, R. *Modelling pollution from traffic in a street canyon: evaluation of data and model development*. [S.l.]: National Environmental Research Institute, 1989.

IEMA. Inventário de emissões atmosféricas da Região da Grande Vitória. 2011.

IEMA. *Dados de monitoramento da qualidade do ar*. 2012. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/qualidadedoar/dadosdemonitoramento>. Acessado em: 01 jun. 2017.

IEMA. *Relatório Anual da Qualidade do Ar na Região Metropolitana da Grande Vitória - Ano 2013*. [S.l.], 2014.

MACDONALD, R.; GRIFFITHS, R.; HALL, D. An improved method for the estimation of surface roughness of obstacle arrays. *Atmospheric environment*, Elsevier, v. 32, n. 11, p. 1857–1864, 1998.

MENUT, L. et al. Chimere 2013: a model for regional atmospheric composition modelling. *Geoscientific model development*, v. 6, n. 4, p. 981–1028, 2014.

MOUSSAFIR, J. et al. 5.26 a new operational approach to deal with dispersion around obstacles: The mss (micro swift spray) software suite. 2004.

NATIONS, U. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights. Department of Economic and Social Affairs*. [S.l.], 2014.

NGUYEN, C. V. *Assimilation de données et couplage d'échelles pour la simulation de la dispersion atmosphérique en milieu urbain*. Tese (Doutorado) — École Centrale de Lyon, 2017.

NICHOLSON, S. E. A pollution model for street-level air. *Atmospheric Environment (1967)*, Elsevier, v. 9, n. 1, p. 19–31, 1975.

OLIVEIRA, L. S. S. de et al. Study of wake region behind of isolated cubic building. part ii: Numerical simulations. 2012.

PONTIGGIA, M. et al. Cfd model simulation of lpg dispersion in urban areas. *Atmospheric environment*, Elsevier, v. 45, n. 24, p. 3913–3923, 2011.

Prefeitura Municipal de Vitória. *Região Administrativa 8 - Jardim Camburi*. [2017?]. Disponível em: <http://legado.vitoria.es.gov.br/regionais/dados_regiao/regiao_8/regiao8.asp>. Acessado em: 01 dez. 2017.

SALEM, N. B. et al. Modelling pollutant dispersion in a street network. *Boundary-Layer Meteorology*, Springer, v. 155, n. 1, p. 157–187, 2015.

SALIZZONI, P.; SOULHAC, L.; MEJEAN, P. Street canyon ventilation and atmospheric turbulence. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 43, n. 32, p. 5056–5067, 2009.

SANTIAGO, A. M. *Formação e transporte de material particulado na Região Metropolitana da Grande Vitória/ES: utilização e avaliação de desempenho do CMAQ*. Tese (Doutorado) — Universidade Federal do Espírito Santo, 2015.

SCIRE, J. S. et al. A user's guide for the calpuff dispersion model. *Earth Tech, Inc. Concord, MA*, 2000.

SINGH, B. et al. Evaluation of the quic-urb fast response urban wind model for a cubical building array and wide building street canyon. *Environmental fluid mechanics*, Springer, v. 8, n. 4, p. 281–312, 2008.

SOULHAC, L. *Modelisation de la dispersion atmospherique a l'interieur de la canopee urbaine*. Tese (Doutorado) — Ecully, Ecole centrale de Lyon, 2000.

SOULHAC, L. et al. Flow and dispersion in street intersections. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 43, n. 18, p. 2981–2996, 2009.

SOULHAC, L. et al. Siranerisk: Modelling dispersion of steady and unsteady pollutant releases in the urban canopy. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 140, p. 242–260, 2016.

SOULHAC, L. et al. The model sirane for atmospheric urban pollutant dispersion. part iii: Validation against no2 yearly concentration measurements in a large urban agglomeration. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 167, p. 377–388, 2017.

SOULHAC, L.; PERKINS, R. J.; SALIZZONI, P. Flow in a street canyon for any external wind direction. *Boundary-Layer Meteorology*, Springer, v. 126, n. 3, p. 365–388, 2008.

SOULHAC, L. et al. The model sirane for atmospheric urban pollutant dispersion; part i, presentation of the model. *Atmospheric environment*, Elsevier, v. 45, n. 39, p. 7379–7395, 2011.

SOULHAC, L. et al. The model sirane for atmospheric urban pollutant dispersion; part ii, validation of the model on a real case study. *Atmospheric environment*, Elsevier, v. 49, p. 320–337, 2012.

STOHL, A. et al. The lagrangian particle dispersion model flexpart version 6.2. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Copernicus GmbH, v. 5, n. 9, p. 2461–2474, 2005.

TRUONG, S. C. et al. Accidental benzene release risk assessment in an urban area using an atmospheric dispersion model. *Atmospheric Environment*, Elsevier, v. 144, p. 146–159, 2016.

WHO. *7 million premature deaths annually linked to air pollution*. 2014. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>. Acessado em: 01 dez. 2017.

WHO. *Air pollution*. [2017?]. Disponível em: <http://www.who.int/topics/air_pollution/en/>. Acessado em: 01 nov. 2017.

WHO, World Health Organization. *Guide to Meteorological Instruments and Methods of observation*. [s.n.], 2008. I & II. I.8–1 to I.9–1 p. ISSN 00207128. ISBN 978-92-63-10008-5. Disponível em: <https://www.wmo.int/pages/prog/gcos/documents/gruanmanuals/CIMO/CIMO_Guide-7th_Edition-2008.pdf>.

ZHUNUSSOVA, M.; JAEGER, M.; ADAIR, D. Application of cfd modelling to air quality in kuwait city. *Environmental Fluid Mechanics*, Springer, v. 17, n. 2, p. 395–413, 2017.