



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de Engenharia Química

RODRIGO POLTRONIERI DE SOUSA

**AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DO AR OCACIONADA  
PELAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS DE UMA  
INDÚSTRIA METALÚRGICA LOCALIZADA NA REGIÃO  
METROPOLITANA DE SÃO PAULO.**

**EVALUATION OF THE EFFECT ON THE AIR QUALITY CAUSED BY  
ATMOSPHERIC POLLUTANTS EMISSIONS FROM A METALLURGICAL  
INDUSTRY LOCATED IN THE METROPOLITAN REGION OF SÃO  
PAULO.**

RODRIGO POLTRONIERI DE SOUSA

AVALIAÇÃO DA ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DO AR OCACIONADA  
PELAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS DE UMA  
INDÚSTRIA METALÚRGICA LOCALIZADA NA REGIÃO  
METROPOLITANA DE SÃO PAULO

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Dissertation presented to the School of Chemical Engineering of the State University of Campinas in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master in Chemical Engineering.

CAMPINAS 2017

**Agência(s) de fomento e nº(s) de processo(s):** Não se aplica.

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

So85a Sousa, Rodrigo Poltronieri de, 1976-  
Avaliação da alteração da qualidade do ar ocasionada pelas emissões de poluentes atmosféricos de uma indústria metalúrgica localizada na região metropolitana de São Paulo / Rodrigo Poltronieri de Sousa. – Campinas, SP : [s.n.], 2017.

Orientador: Edson Tomaz.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química.

1. Dispersão de poluentes. 2. Ar - Poluição. 3. Indústria metalúrgica. I. Tomaz, Edson, 1963-. II. Prof. Dr. Tomaz, Edson. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Química. V. Título.

#### Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Evaluation of the effect on the air quality caused by atmospheric pollutants from a metallurgical industry located in the metropolitan region of São Paulo

**Palavras-chave em inglês:**

Dispersion of pollutants

Air - Pollution

Metallurgical industry

**Área de concentração:** Desenvolvimento de Processos Químicos

**Titulação:** Mestre em Engenharia Química

**Banca examinadora:**

Edson Tomaz [Orientador]

Ana Cláudia Camargo de Lima Tresmondi

Simone Andréa Pozza

Tresmondi, Ana Cláudia Camargo de Lima

Pozza, Simone Andréa

**Data de defesa:** 26-10-2017

**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Química

Dissertação de Mestrado defendida por Rodrigo Poltronieri de Sousa e aprovado em 26 de Outubro de 2017 pela Banca examinadora constituída por:

Prof. Dr. Edson Tomaz (orientador)

Profa. Dra. Ana Cláudia Camargo de Lima Tresmondi

Profa. Dra Simone Andréa Pozza

A ata de defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no processo de vida acadêmica do aluno.

## DEDICATÓRIA

À

Aline, minha esposa.

Aos meus Pais Valter e Judith

Aos meus Irmãos Rogério e Jamile,

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador, Prof. Dr. Edson Tomaz que abriu as portas da Faculdade de Engenharia Química da Unicamp me proporcionando esta oportunidade.

A todos os professores da FEQ que contribuíram na construção do meu conhecimento.

À minha querida esposa Aline pelo apoio, carinho, incentivo e paciência durante toda a fase deste projeto pessoal.

Aos meus Pais Valter e Judith e aos meus irmãos Rogério e Jamile, pelo apoio, incentivo e compreensão.

Ao amigo C. Tadeu, que me incentivou e apoiou na busca do Título de Mestre em Engenharia Química.

Aos senhores C. Santiago, F. Chacon, G. Heinz e R. Bastian e a senhora L. Giorgio pelo incentivo e apoio no desenvolvimento deste trabalho e à empresa pela liberação das informações para a realização do estudo de caso.

À M<sup>a</sup>. R. Bosque pelo companheirismo e apoio durante todo este processo.

À minha cunhada Dra. Nídia Celeste Horie e ao amigo C. Assis, pelas ajudas e orientações.

As minhas amigas do LPTDA, M<sup>a</sup>. Bárbara Maria, M<sup>a</sup>. Tania Fujimoto e M<sup>a</sup>. Luana Rochedo pelas ajudas e trocas de experiência.

## EPÍGRAFE

***"Não se gerência o que não se mede,  
não se mede o que não se define,  
não se define o que não se entende,  
e não há sucesso no que não se gerencia"***  
William Edwards Deming

## RESUMO

O presente trabalho refere-se a um estudo de caso onde foram aplicadas metodologia e ferramentas de quantificação de emissão de poluentes atmosféricos, com o objetivo de se construir o inventário de emissões atmosféricas da companhia. Também contempla a aplicação de metodologias de simulação de dispersão de poluentes atmosféricos, com o intuito de avaliar as influências destas emissões na qualidade do ar do entorno da empresa estudada e compara-os com os padrões de qualidade do ar do Estado de São Paulo.

A elaboração do Inventário de Emissões atmosféricas seguiu as recomendações da Agência Ambiental Americana (EPA) e aborda a quantificação das emissões dos tanques de armazenamento de produtos químicos e das chaminés dos processos industriais. Os dados de emissão foram obtidos através da utilização de técnicas de medição direta, simulações de emissões e utilização de fatores de emissões voltados ao banco de prova de motores a diesel, caldeiras e aquecedores de óleo térmico.

O estudo de dispersão foi elaborado utilizando-se a interface da Lakes Environmental, para o modelo AERMOD desenvolvido pelo Environmental Protection Agency - EPA. Esta simulação avaliou dois cenários de lançamento, um considerando que os poluentes são lançados para a atmosfera sem que haja qualquer tipo de restrição na saída da chaminé e um segundo cenários contemplando a existência de restrições provocadas pela utilização de chapéu chinês.

A simulação permitiu identificar dois poluentes, material particulado e óxidos de nitrogênio, com concentrações superiores aos padrões de qualidade do ar. Com isto, realizaram-se algumas simulações buscando avaliar as alterações que os cenários propostos causariam na qualidade do ar do entorno. Estas propostas consideraram desde a adequação do tipo de chaminé empregada e altura até a utilização de equipamentos específicos para o controle de poluição atmosférica.



## **ABSTRACT**

The current work refers to a case study in which was applied methodologies to quantify the total of air pollutants emitted for the atmosphere, with the aim of building an inventory of air emissions of the company at the study. It also contemplates the methodologies of air dispersion simulations, used to evaluate the alteration in the quality of air around the company and allow comparison the results with the air quality standard of the São Paulo State.

The elaboration of air emission inventory follows the recommendations of Environmental Protection Agency - EPA. It covers the quantification of the emission from the tanks of chemical product storage and also the chimneys from the industrial process. The emission data has got through the use of techniques of direct measurement, emissions simulations and by the utilization of emission factors, used to the test bench of diesel engines, boilers and oil heaters.

The dispersion study was developed using the Lakes environmental interface for the AERMOD model developed by the Environmental Protection Agency (EPA). This simulation evaluated two launch scenarios, one considering that the pollutants are released into the atmosphere without any restriction through the exit of the chimney and a second scenario contemplating the restrictions caused by the use of Chinese hat.

The simulation process allowed the identification of two pollutants with concentrations higher than the air quality standards. Due to this, some simulations were carried out in order to evaluate the amend in air quality that can be promoted with the implementation of some changes in the structures of chimneys, as the adequacy of the type of chimney used and its height, as well the utilization of specific equipment of air emission control.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1: Comportamento da temperatura e da concentração de Ozônio na estratosfera. ....	33
Figura 2-2: Variação da concentração do Ozônio .....	51
Figura 2-3: Rosa dos ventos (10m) - dados meteorológicos de 01/06/2014 até 30/05/2017 da Estação Meteorológica da CETESB de São Bernardo - Centro.....	78
Figura 2-4: Perfil da variação da temperatura atmosférica caracterizando a formação da altura de mistura(b) e o processo de inversão térmica (a). ....	83
Figura 2-5: Perfil de temperatura e Tipos de plumas .....	86
Figura 2-6: Ilustração da dispersão gaussiana.....	94
Figura 2-7: Ilustração da altura da pluma de dispersão .....	95
Figura 2-8: Regiões e efeitos provocados pelo vento sobre um obstáculo .....	98
Figura 3-1: Mancha urbana e localização da empresa.....	117
Figura 3-2: Implantação dos prédios e tipo de uso do solo no entorno da empresa .... .....	118
Figura 4-1: Localização das chaminés .....	156
Figura 4-2: Relevo da região de estudo .....	157
Figura 4-3: Receptores Cartesianos Discretos.....	158
Figura 4-4: Densidade populacional no entorno da empresa.....	159
Figura 4-5: Zona de Influência dos prédios com fontes de emissões.....	161
Figura 4-6: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de Monóxido de Carbono, cenário de lançamento direto.....	164

Figura 4-7: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de Monóxido de carbono, cenário de lançamento indireto. ....	165
Figura 4-8: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média de 8 horas de Monóxido de Carbono, cenário de lançamento direto. ....	166
Figura 4-9: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de Monóxido de carbono e cenário de lançamento indireto. ....	167
Figura 4-10: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Diária de SO <sub>2</sub> e cenário de lançamento direto. ....	169
Figura 4-11: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Diária de SO <sub>2</sub> e cenário de lançamento indireto. ....	170
Figura 4-12: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de SO <sub>2</sub> e cenário de lançamento direto. ....	171
Figura 4-13: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de SO <sub>2</sub> e cenário de lançamento indireto. ....	172
Figura 4-14: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de NO <sub>2</sub> e cenário de lançamento direto. ....	174
Figura 4-15: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de NO <sub>2</sub> e cenário de lançamento indireto. ....	175
Figura 4-16: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de NO <sub>2</sub> e cenário de lançamento direto. ....	176
Figura 4-17: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de NO <sub>2</sub> e cenário de lançamento indireto. ....	177
Figura 4-18: Curva de isoconcentração das máximas médias horária de NO <sub>2</sub> , proveniente das emissões exclusivas do Banco de Teste de Motores, cenário de lançamento indireto. ....	179

Figura 4-19: Curva de isoconcentração das máximas média anual de NO <sub>2</sub> , proveniente das emissões exclusivas do Banco de Teste de Motores, cenário de lançamento indireto	180
Figura 4-20: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de MP, cenário de lançamento direto.....	183
Figura 4-21: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de MP, cenário de lançamento indireto.....	184
Figura 4-22: Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de MP, cenário de lançamento direto.....	185
Figura 4-23: Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de MP, cenário de lançamento indireto.....	186
Figura 4-24: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária MP, cenário de lançamento indireto, sem as emissões de MP oriundas do prédio 41.....	188
Figura 4-25: Curva de isoconcentração das máximas média anual de MP, com cenário de lançamento indireto, sem as emissões de MP oriundas do prédio 41.....	188
Figura 4-26: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de HCT, cenário de lançamento direto.....	190
Figura 4-27: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de HCT, com cenário de lançamento indireto.....	191
Figura 4-28: Curva de isoconcentração das máximas média anual de HCT, cenário de lançamento direto.....	192
Figura 4-29: Curva de isoconcentração das máximas média anual de HCT, cenário de lançamento indireto.....	193
Figura 4-30: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de HCT, cenário de lançamento indireto e sem a contribuição das emissões do prédio 41.....	194

Figura 4-31: Curva de isoconcentração das máximas média anual de HCT, cenário de lançamento indireto e sem a contribuição das emissões do prédio 41. ....	195
Figura 4-32: Curva de isoconcentração da Máxima Média Horária de NO <sub>x</sub> , considerando lançamento direto após sistema não catalítico. ....	200
Figura 4-33: Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de NO <sub>x</sub> , considerando lançamento direto após sistema não catalítico. ....	201
Figura 4-34 Curva de isoconcentração da Máxima Média Horária de NO <sub>x</sub> , considerando lançamento direto após passagem pelo sistema de controle veicular de emissões, considerando 8 chaminés.....	202
Figura 4-35 Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de NO <sub>x</sub> , considerando lançamento direto após passagem pelo sistema de controle veicular de emissões, considerando 8 chaminés.....	203

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2-1:	Alguns casos históricos de poluição do ar .....	30
Tabela 2-2 :	Classificação compostos orgânicos voláteis .....	40
Tabela 2-3:	Terminologias relativas às partículas atmosféricas.....	46
Tabela 2-4:	Classe de estabilidade de Pasquill.....	81
Tabela 2-5:	Padrões de qualidade do AR .....	104
Tabela 2-6:	Concentração de Ozônio e MP - RC1 .....	109
Tabela 2-7:	Taxa de emissão e contribuição percentual das fontes fixas na RC1..	110
Tabela 3-1:	Origem dos dados meteorológicos utilizados no TANKS.....	122
Tabela 3-2:	Dados meteorológicos referentes aos anos de 2010 a 2012, utilizados na simulação de emissões de COV realizado através do TANKS .....	123
Tabela 4-1:	Propriedades químicas dos produtos armazenados .....	128
Tabela 4-2:	Relação da composição dos produtos e número CAS.....	130
Tabela 4-3:	Relação de tanques, dimensões e volume movimentado.....	131
Tabela 4-4:	Taxa emissão de gases dos tanques expressa em gramas por segundo.. .....	135
Tabela 4-5:	Resumo da emissão anual de COV proveniente dos tanques de armazenamento. ....	136
Tabela 4-6:	Relação das fontes de emissão e suas características físicas .....	139
Tabela 4-7:	Potência, Consumo médio de GN e taxas de emissões das caldeiras e aquecedores de óleo térmico.....	145

Tabela 4-8: Fatores de emissões de SO <sub>2</sub> de motores diesel determinados com base na equação 4-1. ....	148
Tabela 4-9: Fator de emissões de poluentes dos motores diesel de acordo com o tipo de produto e respectivo consumo de diesel expresso em g/kWh.....	148
Tabela 4-10 : Quantidade de motores diesel testados em 2013, classificado por tipo tipo de produto e potência conforme critérios da CETESB .....	149
Tabela 4-11: Taxas de emissões do banco de prova de motores a diesel expresso em g/s, estimada até o ano de 2011 (diesel S500) e após 2013 (diesel S10) .....	149
Tabela 4-12: Taxas de emissões das chaminés (g/s) por prédio e fonte .....	150
Tabela 4-13: Inventário de emissão de poluente por origem (t/ano) no ano de 2013 .....	153
Tabela 4-14: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de CO entre os lançamentos diretos e indiretos, com os dados metereológicos entre o período de 2014 a 2017. ....	163
Tabela 4-15: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de SO <sub>2</sub> entre os lançamentos diretos e indiretos, considerando o fator de emissão de 2013.....	168
Tabela 4-16: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de NO <sub>x</sub> entre os lançamentos diretos e indiretos.....	173
Tabela 4-17: Simulação da concentração de NO <sub>x</sub> expressa pela Máxima Média Horária e máxima média anual, para todas as fontes operando simultaneamente, todas as fontes exceto o banco de provas de motores e cada fonte individualmente.....	178
Tabela 4-18: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de MP entre os lançamentos diretos e indiretos.....	182
Tabela 4-19: Simulação da concentração de MP por prédios e por grupos de prédios no entorno da empresa, expressas em µg/m <sup>3</sup> , considerando o cenário de lançamento indireto. ....	187

Tabela 4-20: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de HCT entre os lançamentos diretos e indiretos,.....	190
Tabela 4-21: Principais fontes de HCT e suas respectivas contribuições expressas em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .....	193
Tabela 4-22: Quadro comparativo das concentrações de poluentes estimada no entorno da empresa, expresso em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , e sua respectiva comparação com os padrões legais de qualidade do ar, tanto para o lançamento direto quanto indireto. ....	196
Tabela 4-23: Quadro comparativo da variação de concentração de $\text{NO}_x$ , no entorno da empresa, comparando os cenários de lançamento direto, lançamento indireto, alteração de altura de chaminé, sistemas de controle catalítico e não catalítico. ....	204



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Å	- Angstrom
AP-42	- Compilation of Air Emission Factors - EPA (Compilação de fatores de emissão atmosférica do EPA)
BTU	- British thermal unit (unidade térmica britânica)
Building Downwash	- Efeito sobre a dispersão de poluentes provocado pelo prédio
C	- Comprimento
CAS	- Chemical Abstract Number (Número de resumo Químico)
CNTP	- Condições normais de pressão e temperatura.
CO	- Monóxido de Carbono
CO <sub>2</sub>	- Dióxido de Carbono
COT	- Carbono orgânico total
COV	- Compostos Orgânicos Voláteis
CTF	- Cadastro Técnico Federal
CX	- Tanque quadrado tipo caixa
CN	- Cobertura de nuvem
D	- Diâmetro
ECP	- Equipamento de Controle de Poluentes
EIIP	- Emission Inventory Improvement Program
EPA	- Agência Ambiental dos EUA (U.S Environmental Protection Agency)
F	- Temperatura em Fahrenheit
FIRE	- <i>Factor Information Retrieval System (Sistema de recuperação de informação)</i>
ft	- Pé
GEP	- Good Engineering Practice
GN	- Gás Natural
GPO	- Government Publishing Office
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	- Peróxido de Hidrogênio
H <sub>2</sub> S	- Sulfeto de Hidrogênio
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	- Ácido Sulfúrico
HCT	- Hidrocarboneto Total
HNO <sub>3</sub>	- Ácido Nítrico

HNO <sub>4</sub>	- Ácido peroxi-nítrico
INMET	- Instituto Nacional de Meteorologia
K	- Temperatura em Kelvin
M4VD	- Média do 4º maior valor diário de cada um dos últimos 3 anos
MGA	- Média Geométrica Anual
MI1	- Meta Intermediária 1
MI2	- Meta Intermediária 2
MI3	- Meta Intermediária 3
MMA	- Média Aritmética Anual
MP	- Material Particulado
MP <sub>10</sub>	- Material Particulado (com diâmetro ≥ 10 µm)
MP <sub>2,5</sub>	- Material Particulado (com diâmetro ≥ 2,5 µm e <10 µm)
N <sub>2</sub>	- Nitrogênio
N <sub>2</sub> O	- Óxido Nitroso
N <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	- Pentóxido de Dinitrogênio
NH <sub>3</sub>	- Amônia
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	- Sulfato de Amônia
NO	- Óxido de Nitrogênio
NO <sub>2</sub>	- Dióxido de Nitrogênio
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	- Radical Nitrato
NO <sub>x</sub>	- Óxidos de Nitrogênio
O <sub>3</sub>	- Ozônio
OH <sup>•</sup>	- Hidroxila
OMS	- Organização Mundial da Saúde.
PCI	- Poder Calorífico Inferior
PF	- Padrão Final
PMEA	- Plano de Monitoramento de Emissões Atmosféricas
PML	- Massa molar do líquido
PMV	- Massa molar do vapor
PR	- Prédio
PREFE	- Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias
PROCONVE	- Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

PROMOT	- Programa de Controle de Poluição do Ar por motocicletas e veículos similares
psig	- Pound force per square inch Gauge (Libra força por polegada quadrada ao nível do mar)
PV	- Pressão de Vapor
QUALAR	- Sistema de informação da Qualidade do AR da CETESB
RETP	- Relatório de Emissão de Transferência de Poluentes
RTO	- Regenerative Thermal Oxidizer (Oxidante térmico Regenerativo)
RH	- Umidade relativa (%)
$RH_{crit}$	- Umidade relativa crítica
S	- Enxofre
scf	- Standard cubic foot
SCR	- Sistema de redução catalítico
SNCR	- Sistema de redução não catalítico
SO <sub>2</sub>	- Dióxido de Enxofre
Stack-tip Downwash	- Efeito sobre a dispersão de poluentes provocado pela chaminé
Td	- Temperatura do ponto de orvalho (°C)
T	- Temperatura do ar (°C)
TQ	- Tanque (H - Horizontal ; V - Vertical)
Turnover	- Troca/renovação
UD	- Unidade Dobson
USGS	- <i>United State Geological Survey</i> (Sistema de pesquisa Geográfico Americano)
UNIFAC	- Universal Function-group Activity Coefficient
UTM	- Universal Transversa Mercator
UV	- Ultravioleta
UV-C	-Ultravioleta C

### Lista de Símbolos

$C_y$	- Concentração do poluente y no material
$c_i(x, y, z;)$	- Concentração da substância $c_i$ nas coordenadas x,y,z em $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$c_i$	- Concentração de i
$E_p$	- Emissão estimada do processo
$E_x$	- Total de emissão poluente y
$E_n$	- Quantidade de energia transferida por um fóton a uma molécula de oxigênio ( $\text{Kj}.\text{mol}^{-1}$ )
$K_n$	- Fator de saturação, para turnover
$K_p$	- 0,75 para óleo cru e 1 para demais compostos
$M_v$	- Massa molecular (lb/lb mol)
$P_{VA}$	- Pressão de vapor em na temperatura ambiente (psia)
$Q_{in}$	- Total de material y que entra no processo
$Q_{out}$	- Total de material y que sai do processo
$T_{LA}$	- Temperatura média da superfície do líquido (R)
$\Delta T$	- Diferença da temperatura do combustível no tanque do veículo e do combustível dispensado em $^{\circ}\text{F}$
$\bar{u}$	- Velocidade média do fluido
$V_{LX}$	- Volume líquido máximo do tanque ( $\text{ft}^3$ )
$W_v$	- Densidade do vapor ( $\text{lb}/\text{ft}^3$ )
$T_o$	- Tempo de operação anual do banco de teste (h/ano)
$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$	- Variância da concentração principal do poluente em i, nos eixos x, y e z.
A	- Nível de atividade, tal como rendimento do processo
C	- Eficiência do equipamento de controle (expresso em %)
$c_i$	- Concentração do poluente i
de	- Diâmetro interno da chaminé(m)
E	- Emissão de COV expressa em mg/L
EF	- Fator de emissão
$f_{ei}$	- Fator de emissão do motor "tipo i" em g/kWh
hc	- Constante de Planck x velocidade da luz
hd	- Redução da altura da pluma(m)
hr	- Elevação da pluma (m)
Hvo	- Espaço ocupado pelo vapor (ft)
hs	- Altura da Chaminé (m)

$K_e$	- Fator de expansão do vapor
$K_s$	- Fator de saturação do vapor
$L_s$	- Perdas por Armazenamento/Estagnação
$L_w$	- Perda por Trabalho/Operação (lb/ano)
$m_i$	- Quantidade de motores "tipo i" testados no ano (ano <sup>-1</sup> )
$N$	- Quantidade anual de turnover (abastecimento)
$P_i$	- Potência do motor "tipo i" em kW
$P_{va}$ ,	- Pressão de vapor do líquido considerando a temperatura média do dia em sua superfície (psia)
$Q$	- Rendimento líquido anual
$R$	- Constante gás ideal 10,731 (psia ft <sup>3</sup> /lb-mol R)
$RE$	- Padrão de eficiência de operação do processo
$RVP$	- Pressão de vapor (psia)
$TD$	- Temperatura do combustível dispensado em °F
$T$	- Temperatura
$t$	- Tempo
$U_h$	- Velocidade do vento na altura do prédio (m/s)
$V_v$ (ft <sup>3</sup> )	- Volume de espaço disponível para o vapor
$We$	- Velocidade de exaustão (m/s)
$W_v$ (lb/ft <sup>3</sup> )	- Densidade do gás
$x, y$ e $z$	- Expressa as distancias nas respectivas coordenadas
$\beta$	- 1 para chaminé sem obstrução e 0 para chaminé com obstrução
$\lambda$	- Comprimento de onda expresso em nm
$\sigma_x$ ,	- Expressa a variância da concentração principal do poluente em x, o mesmo vale para y e z
$D_i$	- Difusividade molecular i
$H$	- Altura da Pluma (m)
$K_{jj}$	- Coeficiente de difusão turbulento no eixo z
$K_{xx}$	- Coeficiente de difusão turbulento no eixo x
$K_{yy}$	- Coeficiente de difusão turbulento no eixo y
$Q$	- Taxa de emissão de ci em g/s
$R_i$	- Taxa de geração do componente i por reação química,
$R_s$	- Grau de risco (Risk Strength )

$S_i$	- Taxa de adição da substância $i$ no ponto $x$
$x$	- Localização do ponto $x$ no tempo $t$
$X_{Ref}$	- Concentração de referencia (padrão de qualidade ou limite de exposição) em $mg/m^3$
$X$	- Concentração de poluente prevista em $mg/m^3$
$Z$	- Distância Vertical em metros
$u$	- Velocidade vertical do vento sobre a altura da pluma em $m/s$
$u_j$	- Componente da velocidade do fluído
$y$	- Distância lateral em metros

## Sumário

1	INTRODUÇÃO .....	26
1.1	RAZÕES PARA O DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO .....	26
1.2	OBJETIVOS DO TRABALHO E ESTRUTURAÇÃO .....	27
2	REVISÃO DA LITERATURA .....	29
2.1	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SUAS CONSEQUÊNCIAS .....	29
2.2	A ATMOSFERA E A CAMADA DE OZÔNIO .....	31
2.3	A QUÍMICA DA TROPOSFERA.....	33
2.3.1	O princípio das reações fotoquímicas .....	34
2.4	OS PRINCIPAIS POLUENTES ATMOSFÉRICOS .....	36
2.4.1	Compostos Orgânicos Voláteis.....	39
2.4.2	Monóxido de Carbono (CO) .....	41
2.4.3	Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> ) .....	42
2.4.4	Óxidos de Nitrogênio.....	43
2.4.5	Óxidos de Enxofre (SO <sub>x</sub> ).....	44
2.4.6	Material Particulado .....	46
2.4.7	Ozônio troposférico.....	48
2.5	CLASSIFICAÇÃO DAS FONTES DE POLUIÇÃO .....	51
2.6	Inventário de emissões: Importância e aplicação.....	54
2.6.1	O processo de elaboração de um inventário de emissões:.....	55
2.6.2	Metodologias para estimativa de emissões atmosféricas em fontes pontuais .....	58
2.6.3	Tanques de armazenamento de produto químico.....	66
2.6.4	TANKS .....	72
2.6.5	Estimativa de emissões fugitivas .....	73
2.7	DISPERSÃO ATMOSFÉRICA: AS INFLUÊNCIAS DOS FATORES METEOROLÓGICOS, DO RELEVO E DA OCUPAÇÃO DO SOLO..	76
2.7.1	Ventos.....	77
2.7.2	Radiação Solar.....	78
2.7.3	Turbulência .....	79
2.7.4	Estabilidade.....	80
2.7.5	Pressão atmosférica: .....	82

2.7.6	Inversão térmica e altura de mistura:.....	82
2.7.7	Umidade:.....	84
2.7.8	Relevo e ocupação do solo:.....	84
2.7.9	Os tipos de plumas de dispersão:.....	85
2.7.10	A influência do tipo de chaminés na dispersão de poluentes:.....	87
2.7.11	Modelos matemáticos .....	88
2.7.12	Equação de Euler.....	90
2.7.13	Equação de Lagrange.....	91
2.7.14	Equação de Gauss.....	93
2.8	Modelos matemáticos de dispersão atmosférica .....	96
2.9	Os padrões de qualidade do ar:.....	102
2.10	A gestão da qualidade do ar no Brasil e no Estado de São Paulo ...	106
2.11	Estudos recentes sobre dispersão atmosférica de poluentes .....	112
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	116
4	RESULTADO E DISCUSSÕES.....	128
4.1	LEVANTAMENTO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DOS TANQUES DE ARMAZENAMENTO DE PRODUTO QUÍMICO. ....	128
4.2	Levantamento das emissões oriundas das fontes pontuais.....	138
4.2.1	Determinação das taxas de emissão das caldeiras e aquecedores:	144
4.2.2	Determinação das taxas de emissão do banco de teste de motores:	146
4.2.3	Determinação das taxas de emissões das Cabines de pintura, estufas e pós queimadores:.....	150
4.3	CONSOLIDAÇÃO DO INVENTÁRIO DE EMISSÕES .....	152
4.4	ESTUDO DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS ATRAVÉS DA SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DO AR, UTILIZANDO O MODELO <i>AERMOD</i> .....	155
4.4.1	Localização das chaminés do processo produtivo .....	155
4.4.2	Levantamento topográfico.....	157
4.4.3	Determinação da grade de receptores.....	158
4.4.4	Determinação do coeficiente de dispersão .....	159
4.4.5	Efeitos de <i>Building Downwash &amp; Stack-tip Downwash</i> .....	160



4.4.6	Obtenção e Inserção dos dados construtivos e operacionais. ....	161
4.4.7	Modelo de dispersão de poluentes atmosféricos .....	162
4.4.8	Monóxido de Carbono .....	163
4.4.9	Dióxidos de Enxofre – SO <sub>2</sub> .....	168
4.4.10	Óxidos de Nitrogênio - NO <sub>x</sub> .....	173
4.4.11	Material Particulado – MP .....	181
4.4.12	Hidrocarbonetos Totais - HCT.....	189
4.5	Análise dos resultados e método de correções.....	196
5	CONCLUSÃO.....	205
6	Referências Bibliográficas .....	207

## 1 INTRODUÇÃO

No presente capítulo são apresentados os fatores que motivaram o desenvolvimento deste estudo, bem como os objetivos e como foi organizado o trabalho.

### 1.1 RAZÕES PARA O DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

A qualidade de vida da população está diretamente relacionada à qualidade do ar respirável, logo, torna-se importante a manutenção da qualidade do ar nas regiões ainda não saturadas, e mais ainda, o enquadramento da qualidade do ar nas regiões saturadas, ou seja, são as regiões ou sub-regiões onde os padrões de qualidade do ar foram ultrapassados (SÃO PAULO, 1976a)

A redução da poluição atmosférica somente é possível através do estabelecimento de políticas públicas, voltadas à redução quantitativa das emissões atmosféricas e também da toxicidade dos poluentes emitidos.

Deste modo, o conhecimento dos poluentes industriais, suas fontes, processos e taxas, tornam-se indispensáveis para o estabelecimento de medidas de controle.

Para a indústria, o conhecimento dos poluentes emitidos em seus processos, suas taxas de emissões e comportamento de dispersão, são fundamentais para que a organização ajuste seus processos produtivos, de modo a atender os padrões de qualidade do ar do entorno. Estas informações permitem direcionar os investimentos com maior precisão para os processos realmente relevantes. Consequentemente, promovendo uma melhora expressiva na qualidade do ar com um menor custo.

## 1.2 OBJETIVOS DO TRABALHO E ESTRUTURAÇÃO

O presente trabalho visa identificar as fontes de emissões de poluentes atmosféricos, de uma indústria metalúrgica de grande porte, instalada na região metropolitana de São Paulo, bem como estimar as emissões de seus poluentes e a qualidade do ar no seu entorno. Visa também, propor medidas de controle para que a empresa ajuste seus processos para assegurar o enquadramento da qualidade do ar ou ainda, promover sua melhora.

O trabalho divide-se basicamente em:

a) Revisão da literatura: Neste capítulo descreve-se de forma sucinta a conceituação de poluição atmosférica e suas consequências, passando pela atmosfera e pela camada de ozônio. Abordando os princípios de reações fotoquímicas, os principais poluentes atmosféricos e suas fontes.

Na sequência detalha-se brevemente o inventário de emissões e seu processo de elaboração e descreve-se algumas das ferramentas de estimativa de emissões.

Discorrem-se também sobre os processos de dispersão de poluentes atmosféricos, os fatores de influência e os modelos matemáticos de dispersão.

Por fim, avalia-se os padrões de qualidade do ar e a gestão no Brasil e no Estado de São Paulo, finalizando com a apresentação de alguns estudos recentes sobre dispersão de poluentes atmosféricos.

b) Materiais e métodos: Este capítulo descreve as principais ferramentas aplicadas no estudo em pauta, bem como, a metodologia empregada no desenvolvimento do trabalho em si.

c) Resultados e discussões: Este capítulo detalha o inventário de emissão de poluentes da empresa, abordando os métodos de quantificação utilizados, os levantamentos dos dados de emissões e construtivos dos equipamentos e descreve o estudo de dispersão dos poluentes, com base no modelo AERMOD.

O estudo de dispersão aborda os tópicos de localização da empresa, topografia, dados meteorológicos, prédios e fontes de emissões, grade de receptores, coeficientes de dispersão e os efeitos de *Building & Stack-tip Downwash* (em tradução livre, efeitos de lavagem dos prédios e chaminés com os gases de emissão).

Por fim, apresenta a simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos; material particulado, óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos totais e monóxido de carbono e encerra-se com uma análise detalhada dos dados simulados para a unidade fabril e com sugestões de alterações no processo a fim de promover a adequação e conseqüentemente a melhoria da qualidade do ar.

d) Conclusão: Este capítulo faz uma análise dos dados levantados durante a elaboração do inventário de poluentes e dos dados obtidos nas simulações de dispersão e compara-os com a legislação vigente aplicável na região, abordando também os ganhos oriundos das melhorias propostas e os benefícios legais que podem servir de facilitador para futuras expansões do processo produtivo.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

O presente capítulo apresenta uma revisão bibliográfica referente aos problemas atuais da poluição atmosférica, abordando o conceito de poluição atmosférica; os poluentes atmosféricos e suas consequências; os tipos de fontes de emissão; a importância e a sistemática de elaboração de um inventário de emissões e também do estudo da dispersão dos poluentes atmosféricos. Ele também aborda os padrões de qualidade do ar e a gestão de emissões adotada no Brasil e no Estado de São Paulo.

### 2.1 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SUAS CONSEQUÊNCIAS

A poluição atmosférica pode ser definida como presença de um ou mais contaminantes em concentração e tempo de permanência capaz de provocar danos aos seres humanos, à fauna, flora, ou aos bens materiais, bem como interferir na qualidade de vida da sociedade e na condução dos negócios (LIU et al, 1999).

Com o aumento da concentração de poluentes, principalmente nas grandes cidades, este tema tem sido alvo de diversos estudos ao longo dos últimos anos. O desenvolvimento industrial, somado ao desenvolvimento dos centros urbanos e consequentemente com o maior número de veículos nas ruas, vem degradando a qualidade do ar respirável e afetando diretamente a qualidade de vida das pessoas.

Analisando os dados estatísticos do Estado de São Paulo, observa-se que o desenvolvimento econômico e populacional é expressivo. A taxa média do crescimento populacional estimado pelo IBGE entre os censos de 2000 e 2011 foi de 10,2%, ou seja, a população da região passou de cerca de 36 milhões em 2000 (IBGE, 2001) para cerca de 41 milhões em 2010 (IBGE, 2010). Neste mesmo período, a frota de veículos automotores no Estado praticamente dobrou, o aumento foi de 10.603.826 veículos em 2000 para 20.537.980 unidades em 2010, representando um aumento de 97,7%, atingindo em 2014 cerca de 43.109.146 unidades (DENATRAN, 2001; 2011).

Historicamente, a sociedade já passou por diversos episódios agudos de poluição do ar, sempre em condições meteorológicas atípicas, que dificultaram a diluição dos poluentes. Nestes casos, ocorreu tanto o aumento da mortalidade quanto da morbidade, que só foram detectadas posteriormente, impedindo assim a adoção de medidas preventivas. A Tabela 2-1 apresenta um breve histórico de episódios ocorridos na Bélgica, Estados Unidos e Londres.

Tabela 2-1: Alguns casos históricos de poluição do ar

Ano	Local	Histórico	Nº de mortes
1930	Bélgica: Vale do rio Meuse	Região de numerosas industriais, haviam industriais siderúrgicas, metalúrgicas, de produção de energia elétrica com suas respectivas minas de carvão, cerâmicas, de produção de vidro, cimento, químicas entre outras. Condições meteorológicas desfavoráveis provocaram o acúmulo de poluentes causando problemas respiratórios e mortes.	60
1948	Estados Unidos: Donora - Pênsilvania	Devido a inversão térmica que ocorreu na região que impediram a dispersão de poluentes oriundos do processo de combustão das industriais locais, provocando um número de mortes maior que o esperado normalmente.	20
1952	Londres	Poluentes, principalmente material particulado e enxofre em concentrações de até 9 vezes superior a média, gerados pelas indústrias locais e pelos aquecedores residenciais a carvão, ficaram por cerca de 3 dias acumulado na região devido a inversão térmica. Este fato elevou o número de mortes esperadas.	4.000

Fonte: (BRAGA et AL, 2001)

Para a Organização Mundial da Saúde (OMS) a poluição atmosférica é hoje um dos maiores problemas de saúde ambiental e afeta tanto os países desenvolvidos quanto os países em desenvolvimento. De acordo com a estimativa da OMS divulgada em Março de 2014, 3,7 milhões de pessoas morreram em todo o mundo em 2012, devido à exposição à poluição do ar, sendo que a maior incidência de mortes, 2,6 milhões, ocorreu nos países do Sudeste da Ásia e do Pacífico Ocidental, considerados como regiões com níveis de renda entre baixa renda per capita (WHO, 2014).

Esta publicação da Organização Mundial da Saúde - OMS ainda estima que as mortes que foram provocadas devido à contaminação atmosférica estão distribuídas entre as seguintes causas:

- 40% - cardiopatia isquêmica;
- 40% - acidente cerebrovascular;
- 11% - doença pulmonar obstrutiva crônica;
- 6% - câncer de pulmão;
- 3% - infecção aguda das vias respiratórias inferiores em crianças

A poluição atmosférica também possui um efeito degenerativo sobre os materiais e sobre as vegetações, onde podem ser constatados danos provocados pela deposição de materiais, tal como cinzas e também processos de corrosão, abrasão chuvas ácidas, promovendo a acidificação do solo e rios. Logo, pode se afirmar que este tipo de poluição provoca prejuízos econômicos, ambientais e culturais, uma vez que a poluição degrada monumentos históricos, construções recentes e também causa danos às produções agrícolas e nas áreas de proteção ambiental.

## 2.2 A ATMOSFERA E A CAMADA DE OZÔNIO

A atmosfera é um ambiente naturalmente agressivo, mesmo em regiões onde o ar não está poluído. Esta característica se dá em virtude das espécies químicas presentes no meio e pelas reações que ocorrem entre elas, as quais são responsáveis por mantê-la dentro de certo equilíbrio.

Ela é composta por algumas camadas, sendo a troposfera a de maior interesse para este estudo, compreendendo a faixa entre o nível do solo até cerca de 15 km de altitude, logo abaixo da estratosfera, a qual compreende a faixa de 15 a 50 km de altitude.

A troposfera é composta basicamente por 78% de nitrogênio, 21% de oxigênio e 1% de outros gases, entre eles temos o argônio e dióxido de carbono. Além dos gases,

há também uma fração de vapor de água que varia de acordo com as condições meteorológicas.

É nesta camada que se concentram os poluentes emitidos pela sociedade e é onde ocorrem os principais processos de remoção de poluentes, tais como a oxidação química, a deposição seca e a deposição úmida.

Na estratosfera encontra-se a camada de ozônio, a qual é responsável por filtrar parte dos raios solares que chegam até a terra. De acordo com Baird (2002), esta camada possui cerca de 350 UD<sup>1</sup> nas latitudes onde há o predomínio de clima temperado e cerca de 250 UD nos trópicos, chegando a cerca de 450 UD nas regiões subpolares. Cabe ressaltar que de acordo com a estação do ano podem ocorrer variações na quantidade do ozônio estratosférico, sendo que as maiores concentrações ocorrem durante o início da primavera e os menores durante o outono.

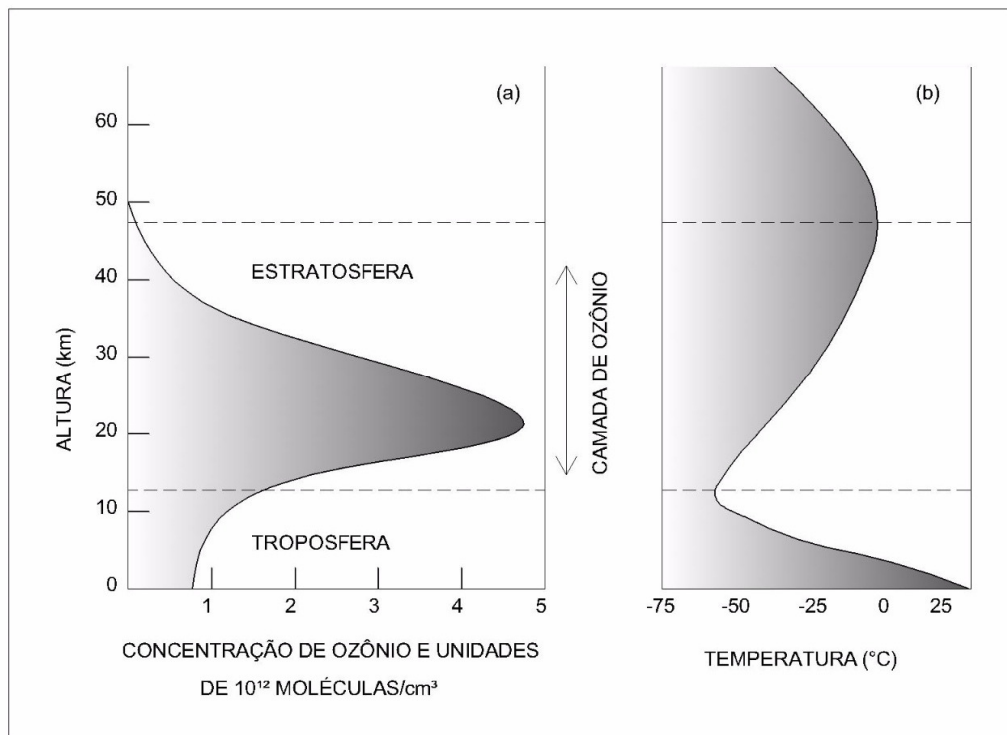
Uma característica interessante da estratosfera é como a temperatura e as concentrações de ozônio se comportam de acordo com a altitude. É esta variação que define suas dimensões. A Figura 2-1 apresenta um abaixamento da temperatura com a elevação da altitude e um ponto de inflexão a aproximadamente 15 km de altitude, onde a temperatura passa a aumentar até a altitude aproximada de 50 km, quando então passa a reduzir novamente. Este comportamento da temperatura na atmosfera é explicado pela geração de calor oriunda da formação do ozônio. BAIRD (2002) aponta que a concentração máxima de ozônio ocorre onde há a maior concentração de oxigênio

---

<sup>1</sup> UD - Unidade Dobson: Segundo (BAIRD, 2002), esta unidade é empregada mundialmente para medir a quantidade de ozônio presente na atmosfera. Esta unidade equivale a uma espessura de 0,01 mm de ozônio puro, considerando que o mesmo fosse submetido a CNTP - Condições normais de pressão e temperatura. Logo, em uma região onde a camada de ozônio seja de 350 UD, ela corresponde a 3,5 mm.



molecular e de energia UV-C, sendo que nas regiões tropicais ocorre a cerca de 25 km de altitude, enquanto que nas regiões intermediária a 21 Km e nas subárticas a 18 Km.



(a) Indica a variação da concentração de ozônio para as regiões de latitudes intermediárias  
 (b) indica a variação média da temperatura do ar.

Fonte: (BAIRD, 2002)

Figura 2-1: Comportamento da temperatura e da concentração de Ozônio na estratosfera.

### 2.3 A QUÍMICA DA TROPOSFERA

De acordo com Seinfeld & Pandis (1997), boa parte das reações químicas que ocorrem na troposfera são promovidas por reações fotoquímicas oriundas da radiação solar. De forma análoga ao que ocorre na estratosfera, também há o ciclo do ozônio na troposfera, porém em menor intensidade. Nesta faixa da atmosfera a molécula de ozônio é dissociada a oxigênio molecular ( $O_2$ ) e a oxigênio atômico ( $O^\bullet$ ). Um ponto relevante apontado por eles é que na troposfera há uma concentração significativa de vapor de água, o qual ao reagir com oxigênio atômico ( $O^\bullet$ ) produz o radical hidroxila ( $OH^\bullet$ ). Este

radical possui grande importância na química atmosférica, uma vez que é o elemento iniciador de várias reações, dentre elas a de formação do ozônio na troposfera.

O radical hidroxila é a espécie mais importante em termos de reatividade na atmosfera, ele reage com a maioria dos gases traços, apresenta alta reatividade e concentrações elevadas. Destaca-se que ele apresenta o comportamento similar a de um catalisador, regenerando-se após a reação química.

Na troposfera tem-se também as reações em meio líquido, onde ocorre a absorção dos poluentes gasosos e materiais particulados pelas gotículas de água. Este processo faz parte do ciclo de limpeza do ar, onde os gases solúveis e os materiais particulados são absorvidos pelas gotículas de água de chuva ou de neblinas. Há também os gases que não são solúveis em água, como o caso do ozônio, os quais são removidos através do contato com a superfície da terra, plantas, corpos d'água, entre outros (VALLERO, 2008).

### 2.3.1 O princípio das reações fotoquímicas

As reações fotoquímicas são impulsionadas pela energia luminosa emanada do sol na forma de pequenos pacotes denominados de fótons. Sua energia está relacionada com sua frequência ( $\nu$ ), com seu comprimento ( $\lambda$ ), com a constante de Planck ( $h$ ) e com a velocidade da luz ( $c$ ).

A equação 2-1 permite estimar a quantidade de energia transferida por um fóton a uma molécula de oxigênio, expresso em  $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ . Esta equação pode ser simplificada como a equação 2-2, onde o valor 119.627 refere-se ao produto da constante de Planck com a velocidade da luz (BAIRD, 2002).

$$E_n = \frac{hc}{\lambda} \quad (\text{Equação 2-1})$$

$$E_n = \frac{119.627}{\lambda} \quad (\text{Equação 2-2})$$

Onde:

E = quantidade de energia transferida por um fóton a uma molécula de oxigênio (Kj.mol<sup>-1</sup>).

$\lambda$  = Comprimento de onda expresso em nm

hc = Constante de Planck x velocidade da luz

Segundo Baird (2002), a energia luminosa presente nos fótons com comprimento de luz na faixa do ultravioleta (UV) e do visível ( $\leq 214$  nm) é capaz de promover a dissociação das moléculas de oxigênio (O<sub>2</sub>) em átomos monoatômicos, tal como ilustrado na equação 2-3, enquanto que a energia presente nos fótons com comprimento de onda superior a 241 nm, se absorvido pela molécula, é suficiente apenas para elevar seu grau de excitação e conseqüentemente a energia cinética da própria molécula e das moléculas a sua volta.



A dissociação do oxigênio em monoatômico promove uma atmosfera mais reativa, visto o mesmo estar em seu estado excitado (indicado aqui pelo  $\bullet$ ), ou seja, em condições propícias para sofrer reação química em função do estado energético de sua camada de valência. Cabe destacar que o período que o átomo permanece neste estado é muito curto, pois não é seu estado fundamental, logo este átomo deve utilizar a energia absorvida em excesso do fóton para reagir com outro composto ou outro átomo ou então liberá-la na forma de luz ou calor e assim voltar ao seu estado mais estável, onde o arranjo de elétrons é de mais baixa energia (BAIRD, 2002).

## 2.4 OS PRINCIPAIS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Pode-se definir poluente atmosférico como toda e qualquer forma de matéria ou energia lançado ou liberada na atmosfera, de origem natural ou antropogênica, que altere a composição básica do ar, promovendo a ultrapassagem dos padrões de qualidade do ar regulamentados no país e que deste modo afete o bem estar público ou ainda, torne o ar impróprio, nocivos ou ofensivos à saúde e danoso à fauna, flora e materiais, tais como estátuas, pontes etc (SÃO PAULO, 1976b).

Os poluentes atmosféricos dividem-se em dois grandes grupos, denominados de poluentes primários e poluentes secundários. O primeiro grupo é composto pelos poluentes que são emitidos diretamente para a atmosfera, tanto pelas atividades antropogênicas quanto pelos processos naturais (ex. suspensão de material particulado pela ação dos ventos, erupções vulcânicas etc). Já o segundo grupo é composto pelos poluentes que são formados na própria atmosfera, através da reação entre os poluentes originalmente emitidos e os componentes naturais da atmosfera. VALLERO (2008) cita as três principais rotas de formação de poluentes secundários que ocorrem na atmosfera. Dentre elas temos as reações simples, do tipo ácido mais base gerando sais, as reações de oxidação, onde o poluente emitido reage com o oxigênio atmosférico e as reações fotoquímicas, nas quais a reação química entre os poluentes são catalisadas pela energia solar. Estas três rotas estão exemplificadas nos tópicos a, b e c.

a) Reação simples: Os gases ácidos e as partículas alcalinas (poluentes primários) reagem na atmosfera formando partículas de sais (poluente secundário).

b) Reações de oxidação: A emissão de gases  $\text{SO}_2$  (poluente primário) em contato com a água presente na atmosfera e com o oxigênio oxidase a ácido sulfúrico (poluente secundário), o qual em contato com eventuais moléculas de  $\text{NH}_3$  presente no ar gera o sal  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (poluente secundário). De forma análoga, as moléculas de óxido de nitrogênio (NO) emitido para atmosfera

reagem com o oxigênio e com o ozônio troposférico produzindo o  $\text{NO}_2$  (poluente secundário).

c) Reações fotoquímicas: Os hidrocarbonetos (poluente primário) reagem com o  $\text{NO}_2$  produzido na reação de oxidação na presença de energia solar gerando o ozônio troposférico (poluente secundário).

Dentre os poluentes secundários de maior importância, tem-se o *smog* fotoquímico, o ácido nítrico e o ácido sulfúrico.

O termo *smog* é uma combinação das palavras "smoke e fog" utilizado para descrever os oxidantes fotoquímicos presentes na atmosfera e caracterizado pela presença de uma neblina de tonalidade amarelo-amarronzada. Sua ocorrência é mais frequente durante os meses quentes do ano, em virtude da maior incidência de radiação solar (VALLERO, 2008). Segundo Baird (2002), para que este processo ocorra há várias condições que devem ser satisfeitas, tais como: presença significativa de óxido de nitrogênio (NO), presença de compostos orgânicos voláteis (COV), temperatura moderadamente elevada, iluminação solar abundante e por último estabilidade atmosférica, ou seja, pouco movimento da massa de ar. Destaca-se que hidrocarbonetos que possuem dupla ligação são mais reativos, facilitando assim a reação com os radicais livres.

Os produtos oriundos do processo do smog são: o ozônio troposférico, o ácido nítrico e compostos orgânicos parcialmente oxidados. A formação do ozônio troposférico pode ocorrer sem que necessariamente ocorra a formação do smog, contudo necessariamente precisa haver concentrações significativas de óxido de nitrogênio, hidrocarboneto (COV, metano etc) e radiação solar (BAIRD, 2002).

Os compostos orgânicos voláteis reagem inicialmente com o radical hidroxila ( $\text{OH}^\bullet$ ), iniciando assim o processo de oxidação destas substâncias. A razão entre o COV e o  $\text{NO}_2$  presente na atmosfera é um fator relevante para determinar a taxa de reação

entre a  $\text{OH}^\bullet$  e os poluentes COV e  $\text{NO}_2$ . Se a razão entre  $\text{COV}:\text{NO}_2$  for de aproximadamente de 5,5:1 a taxa de reação entre o  $\text{OH}^\bullet$  e os dois elementos são iguais. Nos cenários onde esta razão for menor que 5,5:1, haverá o predomínio da reação entre o  $\text{OH}^\bullet$  e o  $\text{NO}_2$  e conseqüentemente uma redução na produção de  $\text{O}_3$ , em virtude da diminuição de moléculas de  $\text{OH}^\bullet$  no ciclo de oxidação de COV. No cenário oposto, onde a razão entre  $\text{COV}:\text{NO}_2$  for maior que 5,5:1, ocorrerá a aceleração da produção de ozônio, uma vez que a hidroxila será regenerada no ciclo de reações. Seinfeld & Pandis (1997) mencionam que em baixas concentrações de  $\text{NO}_x$ , a taxa de formação de  $\text{O}_3$  aumenta de forma linear, independente da concentração de COV, no entanto, se a concentração de  $\text{NO}_x$  aumentar, irá ocorrer uma redução na taxa de formação de ozônio visto que o  $\text{NO}_x$  irá reagir com o  $\text{OH}^\bullet$  removendo a ambos poluentes do sistema.

A formação do ácido nítrico e do ácido sulfúrico ocorre através das reações entre os nitratos ( $\text{NO}_3^{-1}$ ) e os sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) com a água presente no ar. A absorção destes poluentes origina os ácidos supramencionados e conseqüentemente as precipitações ácidas, tal como demonstrado nas reações 2-2 e 2-3.



Fonte: (SEINFELD & PANDIS, 1997)

Outra fonte natural da chuva ácida é a presença de  $\text{CO}_2$ . Este gás quando absorvido pela água forma o ácido carbônico que em seguida se ioniza liberando íons hidrogênio, resultando na redução do pH.



Fonte: (SEINFELD & PANDIS, 1997)

Descreve-se a seguir um breve resumo sobre cada um dos principais poluentes, buscando abordar as características dos poluentes, os efeitos sobre a saúde humana e o meio ambiente, as fontes naturais e antropogênicas, a química de formação e a química atmosférica.

#### 2.4.1 Compostos Orgânicos Voláteis

O termo compostos orgânicos voláteis (COV) é utilizado para descrever um conjunto de compostos orgânicos, líquidos ou sólidos, que são voláteis nas condições ambientes. Quanto maior for a pressão de vapor maior será a volatilidade da substância e assim maior a facilidade para misturar-se com o ar atmosférico. Elas estão presentes em diversas substâncias sólidas e líquidas tais como tintas, solventes, produtos de limpeza dentre outros.

A Agência Ambiental Americana (Environmental Protection Agency - EPA) define os compostos orgânicos voláteis, numa tradução livre como: "qualquer composto de carbono que participa das reações fotoquímicas atmosféricas, exceto aqueles designados pela EPA como tendo reatividade fotoquímica insignificante. Os compostos orgânicos voláteis, ou COV, são voláteis nas condições normais de temperatura e pressão" (GPO, 2014), enquanto que para a União Europeia, COV é qualquer substância orgânica que possua ponto de ebulição menor ou igual a 250 °C medidos a 1 atmosfera (UNIÃO EUROPEIA, 2004).

Os compostos orgânicos voláteis (COV) foram considerados em 1987 pela Organização Mundial da Saúde – OMS, como poluentes orgânicos nos ambientes internos, e foram classificados em 3 classes: Muito Voláteis, Voláteis, e Semivoláteis (WHO, 1987). Esta mesma classificação tem sido utilizada pela Agência Ambiental Americana – EPA para classificar os COV que são emitidos para a atmosfera.

A Tabela 2-2 apresenta a classificação dos compostos orgânicos de acordo com a temperatura de ebulição e apresenta alguns exemplos.

Tabela 2-2 : Classificação compostos orgânicos voláteis

Classificação	Temperatura de ebulição °C	Exemplo de compostos
Muito Voláteis (VCOV)	<0 até 50 – 100	Propano, butano, cloreto de metila
Voláteis (COV)	50 - 100 até 240 - 260	Formaldeído, d-limoneno, tolueno, acetona, etanol
Semivoláteis (SCOV)	240 – 260 até 380 – 400	Pesticidas (DDT etc), retardantes de chama (PCBs, PBB)

FONTE: (GPO, 2014)

Existem muitos compostos químicos que se enquadram nos critérios adotados na Tabela 2-2, contudo, para efeito de poluição atmosférica só são consideradas como COV as substâncias que possuem reatividade e deste modo tenham participação na produção de ozônio troposférico. Para tanto o EPA atualiza periodicamente a lista dos compostos orgânicos que são considerados COV (USA, 2012).

Dentre os COV, as substâncias que apresentam maior reatividade nos processos de “*smog* fotoquímico” são aquelas que possuem dupla ligação entre os carbonos (C=C), contudo existem outros compostos orgânicos que segundo BAIRD (2002) desempenham um papel importante após as primeiras horas do episódio de *smog* e no aumento na concentração de radicais livres na atmosfera.

A importância destes compostos para a questão de emissões atmosféricas está atualmente mais relacionada ao fato destas substâncias apresentarem um forte potencial de gerar o “*smog*” fotoquímico, ou seja, os COV são precursores de poluentes secundários, tal como o ozônio troposférico. Contudo não se pode deixar de considerar sua importância quanto à saúde, uma vez que diversas das substâncias químicas que são consideradas COV apresentam potencial carcinogênico. Apesar disto, não há nenhuma lei específica no Brasil que determine padrões de emissões específicos ou padrões de qualidade para este grupo de poluentes ou para cada substância.

As principais fontes antropogênicas de emissão destes poluentes são os tanques de armazenamento de produtos orgânicos voláteis, as emissões fugitivas que ocorrem nas tubulações e válvulas, os subprodutos oriundos dos processos de



combustão de hidrocarbonetos, tais como gasolina, diesel etc, assim como os processos de pintura que utilizam tinta a base de solvente (MANAHAN, 2001).

Há também as fontes naturais, de origem biogênica, onde estas substâncias são liberadas para a atmosfera pelas folhas das vegetações. Segundo Seinfeld & Pandis (1997), alguns dos compostos orgânicos emitidos são caracterizados como olefinas de dupla ligação, ou seja, formam-se moléculas de alta reatividade, tais como o Isopreno ( $C_5H_8$ ) e o d-limoneno. Como resultado disto, o tempo de vida destas substâncias na atmosfera tende a ser curta.

#### 2.4.2 **Monóxido de Carbono (CO)**

O monóxido de carbono (CO) foi um dos primeiros poluentes pesquisado. Ele é considerado um asfixiante sistêmico por estabelecer uma ligação estável com a hemoglobina, substância responsável pelo transporte do oxigênio para as células. Sua absorção na corrente sanguínea ocorre pelo processo de inalação, provocando efeitos adversos no sistema cardiovascular e reduzindo a resistência física. Vallero (2008) menciona que os sinais de hipóxia (baixa oxigenação do organismo) surgem quando há cerca de 20 a 30% de carboxihemoglobina no sangue, podendo causar fadiga, dor de cabeça, distúrbio mental, danos cardiovascular, etc e concentrações acima de 60% provocam a perda de consciência e morte. Ele ainda menciona o monóxido de carbono como um agente de contribuição nas reações fotoquímicas, auxiliando deste modo na elevação da concentração do ozônio troposférico.

A principal fonte de geração antropogênica deste poluente está associada aos processos de combustão empregados em diversas atividades da sociedade tanto industrial, quanto rural e residencial. Sabe-se que as reações de combustão não atingem 100% de conversão, tendo deste modo, o CO e outros poluentes como subproduto. O controle do processo de combustão, para obter uma boa eficiência da reação química, está relacionado a três fatores: o tempo, para que a reação possa ser completada, a turbulência para garantir a presença de oxigênio e a temperatura para iniciar o processo

de reação exotérmica, o qual requer energia para ser iniciado. Já a principal fonte natural deste poluente está associada aos incêndios naturais que ocorrem nas florestas (VALLERO, 2008).

O tempo de residência estimado do monóxido de carbono na atmosfera é de quatro meses. Este reage com o radical hidroxila presente na atmosfera ( $\text{HO}^\bullet$ ) produzindo  $\text{CO}_2$  e Hidrogênio (MANAHAN, 2001).

VALLERO (2008), menciona que o processo de remoção natural deste poluente faz parte do ciclo natural do dióxido de carbono. Deste modo o monóxido de carbono é oxidado à dióxido ( $\text{CO}_2$ ), e então removido da atmosfera tanto pelo processo de fotossíntese quanto pelo processo de solubilização nos corpos d'água.

#### 2.4.3 Dióxido de Carbono ( $\text{CO}_2$ )

O dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) é o principal poluente emitido para atmosfera em termos de volume mássico, apesar de compor apenas 0,036% dos gases presentes na atmosfera. Do ponto de vista ambiental apresenta papel importante no processo de fotossíntese realizado pelas plantas. Além disto, o  $\text{CO}_2$  é considerado um gás de efeito estufa importante, em virtude de sua contribuição no aquecimento global do planeta, uma vez em conjunto com outros gases de efeito estufa absorve parte da radiação na faixa do infravermelho que é reemitida pela superfície terrestre. Vallero (2008), aponta que o  $\text{CO}_2$  é responsável por cerca de 50% do calor retido pelos gases traços. De acordo com Vallero (2008), as principais fontes antropogênicas de dióxido de carbono estão relacionadas aos processos de combustão, enquanto que as fontes naturais estão relacionadas principalmente pela queima de biomassa e as erupções vulcânicas, as quais podem elevar a concentração deste poluente a níveis que possam causar o sufocamento de pessoas e animais próximo ao ponto de emissão.

A remoção deste poluente da atmosfera baseia-se principalmente no processo de absorção do gás pelos corpos d'água, principalmente os oceanos onde irá

ocorrer a precipitação como carbonato de cálcio, além do processo de fotossíntese realizado pelas plantas (SEINFELD & PANDIS, 1997).

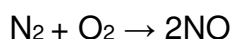
#### 2.4.4 Óxidos de Nitrogênio

Apesar do gás nitrogênio ( $N_2$ ) compor 78% dos gases presentes na atmosfera e ser um gás inerte, alguns de seus compostos são considerados poluentes atmosféricos, sendo os mais conhecidos; o óxido nítrico (NO), o dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ), o ácido nítrico ( $HNO_3$ ), o óxido nitroso ( $N_2O$ ) e o gás amônia ( $NH_3$ ). A somatória dos dois primeiros poluentes aqui mencionados, o NO e  $NO_2$ , é usualmente denominada de  $NO_x$ .

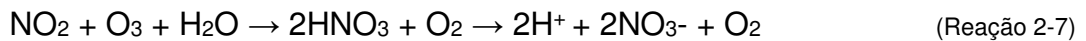
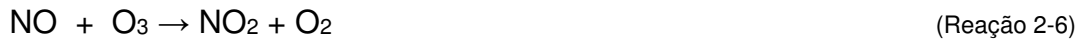
O dióxido de nitrogênio apresenta um odor característico, é muito irritante, provoca ardência nos olhos, nariz e mucosas e também causa lesões celulares e inflamações, que vão desde o nariz até os alvéolos pulmonares, podendo provocar alterações permanentes no organismo. Do ponto de vista ambiental, o impacto mais expressivo do  $NO_x$  está relacionado à formação do ozônio troposférico (BAIRD, 2002).

O  $NO_x$ , ao reagir com os gases presentes na atmosfera é oxidado gerando uma série de poluentes secundários, os quais são denominados de nitrogênio reativos -  $NO_y$ , que inclui: Ácido nítrico, ácido nitroso HONO, radical nitrato ( $NO_3^-$ ), pentóxido de dinitrogênio ( $N_2O_5$ ), Ácido peroxi-nítrico ( $HNO_4$ ), dentre outros.

O processo de formação dos óxidos de nitrogênio ocorre principalmente através do processo de combustão a altas temperaturas, oxidando o nitrogênio atmosférico. As reações 2-5 a 2-7 ilustram as reações de formação do  $NO_x$  e sua conversão a ácido nítrico, contribuindo assim com a chuva ácida (SEINFELD & PANDIS, 1997).



(Reação 2-5)



Segundo BAIRD (2002), o acúmulo de ozônio ( $\text{O}_3$ ) na troposfera só irá ocorrer quando a maior parte do NO estiver oxidado a dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ), uma vez que o óxido nítrico (NO) reage com o ozônio ( $\text{O}_3$ ) gerando o  $\text{NO}_2$  e  $\text{O}_2$ . Destaca-se que a tendência das reações é que ocorra o aumento do  $\text{NO}_2$  no meio em detrimento a redução da concentração do NO, promovendo deste modo o acúmulo do ozônio urbano. Ele menciona ainda que o  $\text{NO}_2$  é a principal fonte de oxigênio atômico para a formação do ozônio.

#### 2.4.5 Óxidos de Enxofre ( $\text{SO}_x$ )

De acordo com MACDONALD et al. (1975), o enxofre existe na atmosfera na forma de sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) e particulados a base de sulfato, contudo o sulfeto de hidrogênio presente no ar é rapidamente oxidado a  $\text{SO}_2$ .

Este gás ( $\text{SO}_2$ ) apresenta-se como um gás incolor, com forte odor e bastante higroscópio, logo é facilmente convertido a  $\text{SO}_3$  na atmosfera e em presença de umidade é convertido a ácido sulfúrico, além disto, é uma fonte relevante de sulfatos, um dos principais componentes dos materiais particulados inaláveis (CETESB, 2015a).

Vários estudos levantados por MACDONALD et al. (1975) indicam que o dióxido de enxofre reduz a função pulmonar, além de induzir a casos de asma, bronquites e enfisemas e alterar a resposta imunológica do organismo. Do ponto de vista ambiental, seu principal impacto está relacionado com a formação de chuva ácida, consequentemente promovendo a acidificação do solo e dos corpos d'água, a redução da produtividade das florestas e da produção agrícola.

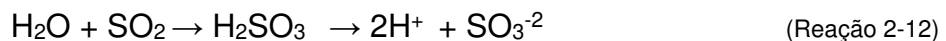
Segundo Liu et al (1999), as principais fontes naturais de compostos de enxofre são as erupções vulcânicas e a decomposição de matérias orgânicas. Enquanto

que para a CETESB (2015a) as principais fontes antropogênicas estão relacionadas à queima de combustíveis fósseis, refinaria de petróleo, produção de polpa de celulose e papel, fertilizantes e veículos a diesel.

Este poluente praticamente deixou de ser uma preocupação ambiental no Estado de São Paulo. O relatório de qualidade do Ar de 2015, emitido pela CETESB, aponta que no ano de 2014 apenas a cidade de Cubatão teve episódios onde as concentrações máximas diárias foram superiores ao padrão de qualidade do ar, porém a concentração média anual ficou bem abaixo do limite estabelecido pela legislação estadual.

Este relatório informa que a concentração média anual de SO<sub>2</sub> na região metropolitana de São Paulo reduziu de forma expressiva entre o ano 2000 (16 µg/m<sup>3</sup>) e 2009 (5 µg/m<sup>3</sup>) e manteve-se neste patamar nos anos subsequentes.

As principais reações químicas que o dióxido de enxofre sofre na atmosfera são apresentadas nas reações 2-8 a 2-12, sendo que a reação 2-15 representa a reação entre o ácido sulfúrico com metais ou amônia, gerando os particulados de sulfato (LIU et al, 1999).



A reação 2-9 demonstra que o SO<sub>2</sub>, altamente solúvel em água, irá produzir o ácido sulfuroso em contato com água, que por sua vez pode dissociar-se no íon bissulfito (HSO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ou no íon sulfito (SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) de acordo com o pH da solução aquosa.

De acordo com Liu et al (1999). o processo de oxidação do  $\text{SO}_2$  a  $\text{SO}_3$  quando exposto a radiação solar na presença de ar é muito lento, contudo na presença de água e com radiação com comprimento de onda superior a 2900 Å a reação é rápida. Eles mencionam ainda que em comprimentos de onda menores que 2180 Å o  $\text{SO}_2$  pode dissociar-se a óxido de enxofre e oxigênio.

#### 2.4.6 Material Particulado

São considerados materiais particulados quaisquer substâncias sólida ou líquida que em condições normais estejam em suspensão no ar, exceto a água. Sua origem pode ser tanto natural, como as partículas ou poeiras suspensas pela ação do vento, bem como das erupções vulcânicas. Há também a geração do material particulado de origem antropogênica, que podem ser gerados nos processo de combustão, nos processos de pintura por pulverização etc.

Além dos materiais particulados, existem também os aerossóis, que são definidos como pequenas partículas ou gotículas suspensas no ar. Os aerossóis podem ser emitidos diretamente ou formados na atmosfera pela conversão de gás em particulado, também denominado como aerossol secundário (SEINFELD & PANDIS, 1997).

A Tabela 2-3 apresenta as terminologias aplicadas aos materiais particulados e sua respectiva descrição.

Tabela 2-3: Terminologias relativas às partículas atmosféricas

TERMINOLOGIA	DESCRIÇÃO
Aerossóis, aerocolóides	Minúsculas partículas dispersas nos gases

Poeira ( <i>Dust</i> )	Partícula sólida, com diâmetro $>1\mu\text{m}$ , em suspensão produzida pela desintegração mecânica dos materiais tais como moagem, esmagamento ou jateamento.
Nevoeiro ( <i>Fog</i> )	Termo aplicado para descrever os aerossóis visíveis que encontram-se em fase líquida dispersa perto do solo
Fumo ( <i>Fume</i> )	Partículas sólidas, com diâmetro $<1\mu\text{m}$ , formadas pela condensação da fase vapor. Geralmente formada após a volatilização de substâncias fundidas e sempre acompanhada de uma reação química nociva como a oxidação.
Neblina ( <i>Haze</i> )	Um aerossol que impede a visão e pode consistir na combinação de gotículas de água. Poluentes e poeiras. As partículas envolvidas possuem diâmetro $<1\mu\text{m}$ .
Névoa ( <i>Mist</i> )	Líquido, normalmente água em forma de partículas suspensas na atmosfera ou próximas a superfície terrestre; Pequenas gotículas flutuando ou caindo, assimilando-se a uma chuva, e as vezes distinguindo-se de um nevoeiro por ser mais transparente ou ainda por ter os movimentos descendentes mais perceptíveis. (diâmetro $>1\mu\text{m}$ )
Partículas ( <i>particle</i> )	Uma partícula consiste em uma unidade contínua de sólido ou líquido, contendo muitas moléculas agregadas por forças intermoleculares e principalmente com dimensões maiores que as moleculares ( $>0,001\mu\text{m}$ )
Fumaça ( <i>Smog</i> )	O Termo "smog" deriva das palavras smoke e fog. É aplicado para descrever uma contaminação extensiva causada por aerossóis. Também usada para descrever contaminação do ar.
Fumaça ( <i>Smoke</i> )	Partículas geradas pelo processo de combustão incompleta. Consiste predominantemente de carbono e outros materiais combustíveis e presente em quantidade suficiente para ser observada independentemente da presença de outros sólidos (diâmetro $\geq 0,01\mu\text{m}$ )
Fuligem ( <i>Soot</i> )	Aglomeração de partículas de carbono impregnada com alcatrão, formada em processo de combustão incompleta de materiais carbonáceos (ex.: hidrocarbonetos)

Fonte: (SEINFELD & PANDIS, 1997)

Dentro da ótica ambiental, os materiais particulados são divididos de acordo com o diâmetro das partículas  $\leq 2,5\mu\text{m}$  ou  $\leq 10\mu\text{m}$  e são denominados de  $\text{MP}_{10}$  e  $\text{MP}_{2,5}$ , mas também podem ser denominados respectivamente de partículas totais e partículas inaláveis.

De acordo com Liu et al(1999), os aspectos adversos dos materiais particulados na atmosfera começam pelos aspectos estéticos, uma vez que afeta a visibilidade e está associado também a processos de corrosão e sujeiras em superfícies de edifícios, monumentos, entre outros. Há também o impacto sobre a saúde humana, devido à inalação de substâncias minerais tóxicas e de compostos orgânicos com propriedades carcinogênicas. Ele menciona ainda a capacidade do organismo de reter os particulados finos no sistema respiratório, os quais podem potencializar os efeitos fisiológicos dos gases irritantes presentes no ar.

Segundo Böhm (2016), o organismo humano consegue reter grande parte dos poluentes, denominados como MP<sub>10</sub>, através da parte superior do sistema respiratório (sistema mucociliar), contudo as partículas menores possuem a capacidade de penetrar nos pulmões e de depositar-se nos alvéolos, carregando consigo compostos diversos que podem ser tanto irritantes, quanto tóxicas ou mesmo cancerígenos.

Apesar dos organismos possuírem mecanismos capazes de remover as partículas alojadas nos alvéolos, este processo é muito lento, logo estes poluentes permanecem muito tempo em contato com as paredes das células o que provoca danos no sistema respiratório (BÖHM, 2016).

Conforme Seinfeld & Pandis (1997), os particulados presentes na atmosfera sofrem alteração de tamanho, quantidade e composição química através de diversos mecanismos físico-químicos naturais que contribuem para a limpeza da atmosfera. Normalmente os tempos de residência destas substâncias são de apenas algumas semanas. Eles ainda mencionam que os processos de remoção destas substâncias ocorrem através da precipitação úmida, quando as partículas são incorporadas pelas gotas de água durante a formação das nuvens ou pela deposição seca, a qual é o principal mecanismo de limpeza da atmosfera em altitudes inferiores a 100 metros.

#### 2.4.7 Ozônio troposférico

O ozônio é o poluente mais relevante dentre os compostos conhecidos por "oxidantes fotoquímicos". Este termo foi utilizado até 1979, quando com o aperfeiçoamento dos métodos analíticos passou a ser possível determinar com maior precisão a concentração efetiva do ozônio no ar atmosférico e deste modo, a controlar sua concentração no meio ambiente (EPA, 2005).



Entre os compostos conhecidos como oxidantes fotoquímicos têm-se os peróxidos de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), o nitrato de peroxiacetil e o ozônio ( $\text{O}_3$ ), sendo que apenas o último é encontrado na atmosfera em concentrações relevantes.

A importância do estudo do ozônio está relacionada ao fato deste gás ser extremamente oxidante e de apresentar um grande potencial de impacto sobre a saúde. Dentre os seus efeitos, pode-se citar o agravamento dos sintomas de asma, das deficiências respiratórias e de outras doenças pulmonares tal como enfisemas e bronquites. Além disto, a exposição prolongada pode promover o desenvolvimento de asma, redução da capacidade pulmonar e a redução da expectativa de vida (VALLERO, 2008).

Para a OMS, é difícil determinar o limite de exposição ao ozônio uma vez que o trato respiratório contém substâncias antioxidantes, logo depende muito de indivíduo para indivíduo em função de idade, doenças pré-existentes, posição social e econômica, hábitos e a própria genética. Estudos realizados nos Estados Unidos com o objetivo de identificar a dose limite deste poluente, correlacionando-o com a taxa de mortalidade, não conseguiram determinar qual a concentração segura para este poluente. Contudo, observaram que os riscos estatísticos são pouco expressivos em concentrações abaixo de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , estáveis até concentrações de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e significantes para concentrações acima de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , considerando a concentração média para o tempo de exposição de 8 horas (AMANN, 2008).

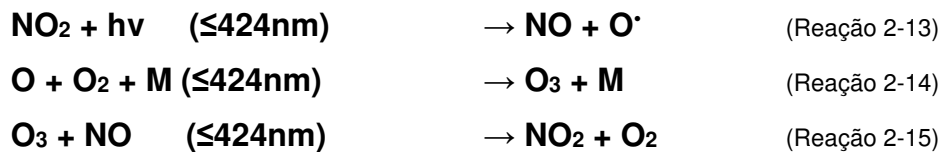
O processo de formação do ozônio e dos demais agentes oxidantes fotoquímicos é muito complexo. Depende diretamente da presença de seus precursores no meio, tanto em concentração quanto na razão adequada entre eles, das condições meteorológicas, da temperatura e da reatividade. Além disto, da presença de luz solar na intensidade e faixa espectral correta, entre outros fatores (EPA, 2005).

A geração natural ocorre em virtude das emissões naturais de seus precursores, como o metano gerado na decomposição anaeróbica de matéria orgânica

e pela emissão dos compostos orgânicos voláteis das florestas, na presença de radiação solar.

Enquanto que a geração de origem antropogênica está associada à emissão de seus precursores, principalmente o COV e o NO<sub>x</sub>, oriundos dos processos de combustão, processos de pintura, manuseio de solventes, etc.

Na troposfera, os compostos orgânicos são oxidados pelos radicais hidroxilas (OH•) na presença de energia. De acordo com Seinfeld & Pandis (1997), a geração do ozônio troposférico inicia-se com a absorção da energia solar pelas moléculas de NO e NO<sub>2</sub> presentes na atmosfera, as quais absorvem com eficiência os fótons de luz com comprimento de ondas menores que 424nm, conseqüentemente, ocorre a excitação dos átomos e assim tem-se o início da reação de dissociação do O<sub>3</sub>.



Fonte: (SEINFELD & PANDIS, 1997)

De acordo com Liu et al(1999), o NO<sub>2</sub> recuperado pode voltar ao ciclo reacional até que ele seja convertido a ácido nítrico ou reaja com algum composto orgânico formando nitro compostos.

Seinfeld & Pandis (1997), mencionam que o controle do ozônio troposférico está diretamente relacionado ao controle do NO<sub>x</sub>, visto que ao analisar a Figura 2-2 pode-se verificar que a redução da concentração do O<sub>3</sub> é mais expressiva com a redução da concentração do dióxido de nitrogênio do que a concentração do COV, ou seja, quanto maior a concentração de NO<sub>2</sub> maior a formação de oxigênio atômico, logo maior será a formação do ozônio.

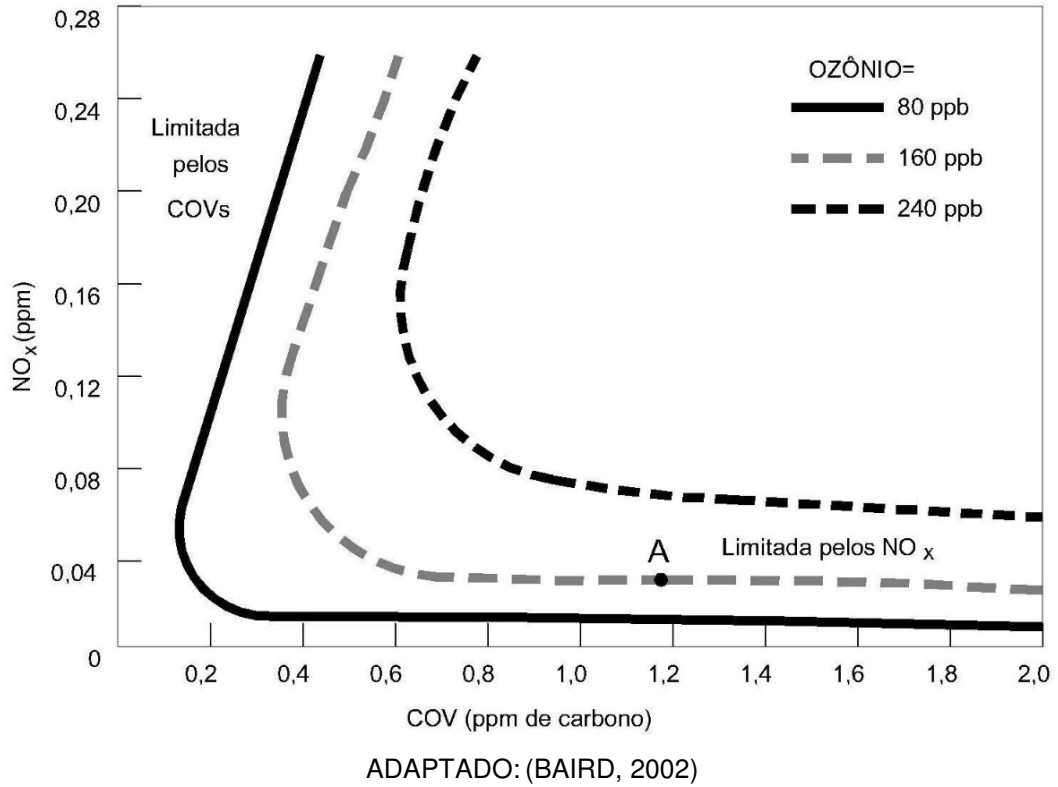


Figura 2-2: Variação da concentração do Ozônio

## 2.5 CLASSIFICAÇÃO DAS FONTES DE POLUIÇÃO

De acordo com a lei do Estado de São Paulo, nº 997 de 1976, fonte de poluição é definida por (SÃO PAULO, 1976a):

*“qualquer atividade, sistema, processo, operação, maquinaria, equipamento ou dispositivo, móvel ou não, previsto no Regulamento desta lei, que cause ou possa causar poluição ambiental através da emissão de poluentes.”*

As fontes de poluição podem ser classificadas por fontes naturais ou antropogênicas e ainda subdivididas em estacionárias ou móveis. Também podem ser categorizadas de acordo com o tipo, número e distribuição espacial.

São exemplos de fontes de emissões de poluentes naturais, a liberação de pólenes de plantas no ar, a suspensão de partículas por ação dos ventos, erupções vulcânicas, incêndios naturais em florestas, a geração de COV pela vegetação, enquanto que as fontes de emissões de poluentes antropogênicas podem ser exemplificadas pelas emissões geradas pelo homem incluem as emissões veiculares, os processos industriais, as emissões oriundas de plantas de geração de energia, aterros sanitários, queimadas agropastoris dentre outros (LIU et al, 1999).

O quadro 2-1 apresenta os tipos de fontes de emissão de poluentes atmosféricos

Quadro 2-1: Tipos de fontes de emissões atmosférica e sua respectiva descrição

TIPOS DE FONTES DE EMISSÃO	DESCRIÇÃO DA FONTE
Fontes Pontuais	<p>Caracterizam-se por emitir seus poluentes através de dispositivo que direcione ou controle o fluxo de emissão, tal como sistema de alívio (<i>vent</i>), dutos ou chaminés (LIU et al, 1999).</p>
Fontes Áreas	<p>São caracterizadas pela emissão de poluentes de forma difusa, logo sem dispositivos que direcione o fluxo de poluentes. As emissões ocorrem no nível do solo ou próximo dele, tais como em lagos, estações de tratamento de efluentes e aterros de resíduos (THÉ, THÉ, &amp; JOHNSON, 2009).</p>
Fontes Volume	<p>Tipo de fonte é similar a uma fonte área, porém leva-se em consideração a altura da mesma. Há basicamente dois tipos de fonte volume. Segundo Thé, Thé &amp; Johnson (2009), as fontes volumes são utilizadas para caracterizar sistemas que possuem vários pontos de emissões como, por exemplo, tanques com múltiplos sistemas de alívio.</p> <p>No volume de superfície considera-se a altura de lançamento igual a zero (nível do solo), enquanto que para o volume elevado considera-se a altura onde ocorre a emissão (EPA, 1999a).</p>
Fontes Linhas	<p>Apresenta como característica a formação de um “rastros horizontal de poluentes”, tal como o formado em rodovias, proveniente do escape dos veículos e da suspensão de materiais particulados provocado pelo deslocamento dos mesmos (THÉ, THÉ, &amp; JOHNSON, 2009).</p>

---

Fontes Fugitivas	Ocorrem de forma indesejada, principalmente em válvulas, flanges, bombas, em <i>vents</i> de tanques de armazenagem de produtos, em estações de tratamento e efluentes, etc. Elas são significativas nas indústrias em virtude do grande número de equipamentos e dispositivos envolvidos e principalmente pela dificuldade de controle (LIU et al, 1999).
------------------	--

## 2.6 INVENTÁRIO DE EMISSÕES: IMPORTÂNCIA E APLICAÇÃO.

A agência ambiental americana - EPA define inventário de emissões atmosféricas como uma base de dados contendo todas as informações de poluentes liberados para a atmosfera, agrupado por fonte, período e área geográfica específica e deve incluir todos os poluentes regulamentados (EIIP, 1997a).

Com a evolução socioeconômica há uma forte tendência que ocorra o aumento da emissão de poluentes atmosféricos, deste modo a elaboração de um inventário de emissões abrangente é um fator determinante para o processo de gestão da qualidade do ar, uma vez que através deste trabalho é possível conhecer as fontes de emissões expressivas, as tendências das emissões e da qualidade do ar ao longo do tempo, assim como determinar metas regulatórias, e até mesmo, estimar a qualidade do ar através de modelos matemáticos.

A nível nacional, o IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente, obtém das indústrias os dados necessários para a realização dos inventários de emissões atmosféricas, através da obrigatoriedade de preenchimento do CTF - Cadastro Técnico Federal (IBAMA, 2013).

No ano de 2014 iniciou-se a implantação do RETP – Relatório de Emissão de Transferência de Poluentes, com a finalidade de aperfeiçoar o inventário nacional de

emissões e padronizá-lo a nível mundial. Uma vez que este novo cadastro tem como missão:

*“Disponibilizar informações objetivas e confiáveis de emissões e transferências de substâncias poluentes selecionadas, que causam ou têm o potencial de causar danos à saúde humana e ambiental, oriundas de atividades produtivas em organizações privadas ou públicas.”* (Ministério do Meio Ambiente, 2010).

Para a indústria, a elaboração de um inventário de emissões atmosféricas permite um conhecimento mais detalhado dos seus impactos ambientais e deste modo, um melhor direcionamento dos esforços e recursos financeiros necessários para o seu controle.

#### **2.6.1 O processo de elaboração de um inventário de emissões:**

A elaboração de um inventário de emissões atmosféricas segue basicamente os passos, descritos nos tópicos 2.6.1.1 a 2.6.1.5.

##### **2.6.1.1 Planejamento**

O maior desafio na elaboração de um inventário encontra-se em como estruturá-lo adequadamente, no que tange a definição dos objetivos, o escopo e os níveis de detalhamento que devem ser abordados e a sistemática de obtenção dos dados pertinentes. Neste sentido, Wilton (2001) propõe como ponto de partida, o estabelecimento dos poluentes que irão compor o inventário, o levantamento das fontes de geração e a metodologia de quantificação. Ele menciona ainda, que a base para identificar os poluentes alvos pode ser baseada nos problemas regionais, no monitoramento da qualidade do ar ou mesmo por ocorrências de problemas de saúde.

Na sequência, deve-se definir o período de abrangência, bem como delimitar a área de estudo. Usualmente a determinação das áreas de abrangência envolvem os limites fabris, localizações topográficas e as vertentes meteorológicas, tal como direção dos ventos. Além disto, as áreas devem ser subdivididas em módulos para que permita uma melhor gestão dos resultados (WILTON, 2001).

Para a EPA, o ponto de partida para a elaboração de um inventário é a definição da sua finalidade e dos usuários potenciais do produto final, seguido do estabelecimento de um plano de trabalho, onde deve constar: Área geográfica estabelecida, os poluentes que serão inventariados, categoria/tipo das fontes, período abrangido no inventário, levantamento das informações básicas, definição da estratégia de controle do programa, estabelecimento dos recursos necessários, definição do coordenador e da equipe, definição da qualidade dos dados, definição dos processos para assegurar a qualidade do trabalho, definição dos procedimentos de trabalho, bem como a definição de guarda e compartilhamento dos documentos (EIIP, 1997a).

#### 2.6.1.2 Coleta dos dados

As coletas de dados residenciais podem ser realizadas por entrevistas porta a porta ou mesmo por telefone. Enquanto que as informações industriais podem ser obtidas através dos documentos utilizados nos processos de licenciamentos assim como em relatórios ou mesmo realizando consultas nas empresas.

Uma das dificuldades em obter as informações nos processos de licenciamento está relacionada à quantidade de informações disponíveis, uma vez que normalmente informa-se apenas a matéria prima e o tipo de combustível utilizado, não havendo detalhamento dos dados por fonte. Deste modo, o recomendado por para a realização de um inventário regional é o envolvimento das indústrias para que os dados tenham a maior precisão possível, contemplando a classificação das fontes por: potencial poluidor, tipo de combustível, poluente principal, horário, regime de funcionamento, coordenadas geográficas etc (WILTON, 2001).



A agência ambiental americana – EPA propõe a classificação das fontes de emissão por fontes pontuais, fontes áreas, fontes móveis em estrada, fontes móveis fora de estrada e fontes biogênicas. Menciona ainda que no caso das fontes estacionárias devem-se considerar também as saídas dos processos (produtos), parâmetros de processo e horário de funcionamento (EIIP, 1997a).

#### 2.6.1.3 Estimativa das emissões

A estimativa das emissões utilizadas no inventário dependente diretamente dos dados coletados, contudo normalmente existem planilhas de cálculos e programas prontos para esta finalidade. (WILTON, 2001)

A EPA (1997a), propõe que a metodologia aplicada para estimar a taxa de emissão seja definida para cada fonte de emissão durante a fase de planejamento. Em seu guia de orientação, ela ainda determina os métodos preferenciais e os alternativos, sendo que o primeiro apresenta maior confiabilidade.

A decisão da escolha dos métodos de monitoramento deve levar em consideração: a disponibilidade de recursos e de dados, a priorização das fontes, se o tempo necessário para a obtenção dos dados será suficiente para o período do inventário e o grau de risco do impacto ambiental que a fonte pode ocasionar, neste caso justificando a necessidade ou não de um monitoramento contínuo (EIIP, 1997a)

A recomendação do EPA é para que se priorize o uso dos seguintes métodos de cálculo; medição direta, balanço de massa, cálculo de engenharia e fator de emissão (EIIP, 1997a).

#### 2.6.1.4 Avaliação das incertezas

Quando se utilizam fatores de emissão, a incerteza é muito grande, visto a diversidade de fatores existentes, suas qualidades e as variações do próprio processo. Deste modo, a utilização dos fatores deve ser sempre baseada em valores médios a fim

de obter os valores mais próximos do real e apropriados para a finalidade. Neste sentido a escolha do fator a ser aplicado deve ser avaliada com atenção, principalmente se o resultado será utilizado para fins regulatórios, considerando seu critério de confiabilidade (WILTON, 2001).

#### 2.6.1.5 Validação dos dados

Esta etapa visa consolidar a precisão e a consistência do inventário, dando confiabilidade aos resultados de modo que estes possam ser utilizados inclusive para fins regulatórios. A qualidade do resultado do inventário depende de todas as etapas envolvidas, incluindo o bom entendimento do processo e de sua documentação, os métodos utilizados e como estes foram empregados. Nesta etapa, é importante que os dados sejam verificados com relação a sua precisão, que os pontos discrepantes identificados sejam avaliados e os cálculos de emissões revisados.

#### 2.6.2 **Metodologias para estimativa de emissões atmosféricas em fontes pontuais**

Atualmente existe uma diversidade de ferramentas que auxiliam na quantificação das emissões atmosféricas e estão disponíveis desde a forma de artigos à programas de modelagens mais complexos, sendo que as ferramentas mais empregadas foram elaboradas pela Agência Ambiental Americana – EPA e servem de base no desenvolvimento de trabalhos de inventário de emissão atmosférica.

### 2.6.2.1 Fator de Emissão

Os fatores de emissão são amplamente empregados para realização de inventários, principalmente de fontes pontuais, por serem de fácil aplicação e por apresentar uma boa proporcionalidade com o dado de processo referenciado (EIIP, 2001a).

Para a CETESB fator de emissão é definido por:

*"O valor representativo que relaciona a massa de um poluente específico lançado para a atmosfera com uma quantidade específica de material ou energia processado, consumido ou produzido (massa/unidade de produção), com o objetivo de estimar a emissão" (CETESB, 2010).*

Esta metodologia é a mais útil e fácil de ser aplicada, visto que leva em consideração a quantidade de poluente emitido para a atmosfera como resultado de uma atividade específica. Este indicador é uma relação entre a quantidade de poluente emitido em um determinado processo com um dado operacional conhecido ou mesmo com a quantidade de produto fabricado, como por exemplo, kg COV emitido por kg chapa pintada.

Os fatores de emissão são elaborados com base em uma grande quantidade de fontes e com diferentes graus de precisão e são classificados de A a U, de acordo com a confiabilidade dos dados, onde o A é considerado excelente e o U indica que o fator não foi classificado (EIIP, 2001a).

A EPA elaborou uma ferramenta denominada FIRE – *Factor Information Retrieval System* com a finalidade de consolidar os fatores de emissão de poluentes atmosféricos e dos poluentes perigosos, adotados nos documentos do EPA, tal como o AP-42 (EPA, 1995a).

Além dos dados cadastrais do produto tal como o Chemical Abstract Number (CAS Number), nome, sinônimo e origem, há informações relativas a desenvolvimento do fator de emissão, métodos de cálculo, origem e qualidade do fator, ou seja, qual o grau de confiabilidade em que o mesmo se encontra (EIIP, 1997a).

O AP-42 é a maior compilação de fatores de emissão publicado pelo EPA, este documento tem sido publicado pela Agência Ambiental Americana desde 1972 e possui informações sobre processos e fatores de emissões de mais de 200 categorias de fontes de poluição do ar, tanto de fontes pontuais quanto fontes área (EPA, 1995a).

A seleção do fator de emissão deve levar em consideração tanto a condição operacional da fonte, ou seja, se a fonte possui ou não equipamento de controle de emissão atmosférica e deste modo, assegurar que o fator selecionado tenha sido determinado nas mesmas condições operacionais, assim como o grau de confiança do fator escolhido. Ao selecioná-lo, recomenda-se revisar a literatura e a tecnologia para determinar se as características de emissão da fonte são parecidas com as características de emissão que originaram o fator de emissão.

Os fatores de emissão normalmente são expressos pela quantidade de poluente emitida em massa dividido por unidade de peso, volume, distância, área ou duração da atividade (EIIP, 2001a).

A aplicação do fator de emissão para a quantificação das emissões usualmente segue a equação 2-15 (EIIP, 2001a).

$$E_p = A \times EF \times (1 - C \times RE) \quad \text{Equação (2-4)}$$

onde:

- $E_p$  = Emissão estimada do processo
- $A$  = Nível de atividade, tal como rendimento do processo.
- $EF$  = Fator de emissão

- $C$  = Eficiência do equipamento de controle (expresso em %);  $C$  igual a zero se não houver equipamento de controle no local
- $RE$  = Padrão de eficiência de operação do processo, normalmente estipulado como 80% (0,8), considerando falhas e incertezas que afetem o atual desempenho de controle.

### 2.6.2.2 Medição direta

O processo de medição direta consiste em analisar de forma quantitativa as emissões de poluentes que ocorrem em uma chaminé ou sistema de alívio (*vent* em inglês) de um equipamento. Ela pode ser realizada através de medição contínua, onde um equipamento analítico é acoplado no ponto de emissão e desta forma obtém-se os dados de forma instantânea.

A outra forma existente consiste em amostrar as emissões de acordo com os padrões técnicos e enviar a amostra a um laboratório devidamente preparado e credenciado para quantificar os poluentes (EIIP, 1997a).

Para a EPA é o melhor método para se estimar as emissões de uma determinada fonte, contudo a utilização desta metodologia deve ocorrer baseada em um período de tempo suficiente para que os dados obtidos apresentem confiabilidade. Neste sentido, há dois itens que precisam ser considerados. Primeiro, a maioria dos testes levam algumas horas ou dias, logo precisam de ajustes para estimar as emissões por longos períodos. Segundo, a análise realizada pode não descrever adequadamente a operação do processo em um determinado período ou estação do ano, por exemplo um equipamento de controle de emissões pode não funcionar sempre no seu pico de eficiência, impactando assim a precisão dos cálculos.

De acordo com o EIIP - *Emission Inventory Improvement Program* (2001a) a "amostragem direta" apresenta resultados mais reais, se realizada corretamente, uma vez que elimina uma série de variáveis que em outros métodos precisam ser assumidas como, por exemplo; a eficiência do equipamento de controle de emissões, variações de processos e a qualidade dos combustíveis. Contudo, estes dados somente devem ser

utilizados se obtidos em condições operacionais representativas ou normais. Há ainda dois cuidados que precisam ser considerados:

1. Na maioria dos casos as medidas diretas são realizadas apenas por um período muito curto de tempo, deste modo pode ser necessário realizar alguns ajustes para utilizá-los com o intuito de estimar períodos de tempo maiores. Apesar de matematicamente possível, os dados de emissão somente devem ser extrapolados para uma estimativa anual se as condições de trabalho forem estáveis e se os equipamentos de controle de processo e o próprio processo operar de forma uniforme.

2. Uma amostragem simples não descreve adequadamente as condições operacionais de um equipamento ao longo do ano ou mesmo os padrões operacionais sazonais. Pode haver variações operacionais no processo ao longo do ano, assim como a eficiência do equipamento de controle de poluente pode variar em virtude das mudanças de temperatura e umidade ambiente. Deste modo, recomenda-se realizar múltiplos testes, caracterizando adequadamente as condições operacionais e amostrais, de modo a compor um histórico que permita ser utilizado como estimativa de emissão para o equipamento.

Os valores obtidos por medição direta são expressos normalmente na forma de concentração ou de taxa de emissão, o que permite realizar cálculos de estimativa das emissões:

- Concentração – Refere-se a uma quantidade mássica ou a uma quantidade de número de moles de poluente dividido pela quantidade mássica ou volumétrica de ar. Ao multiplicar a concentração medida do poluente pela

vazão de saída dos gases da chaminé, tem-se a taxa de emissão expressa em massa por tempo.

$$\text{Ex.: } mg/m^3 \times m^3/hora \Rightarrow mg/hora \quad (\text{Equação 2-5})$$

• Taxa de emissão – Refere-se a uma quantidade mássica de poluente lançado na atmosfera em um determinado tempo (massa/tempo). Ao multiplicar a quantidade mássica (ou fator de emissão) pelo tempo decorrido, tem-se a taxa de emissão expressa por período, podendo ser horas, dias, ano etc,

$$\text{Ex.: } mg/hora \times \text{total horas no ano} \Rightarrow mg/ano \quad (\text{Equação 2-6})$$

### 2.6.2.3 Balanço de massa

O balanço de massa é uma metodologia de cálculo que pode ser utilizada para determinar as emissões de poluentes. Estas emissões serão determinadas com base em alguns dados do processo como, por exemplo, o conhecimento da quantidade de material que entra no processo, a quantidade e as rotas de saída da matéria prima bem como a quantidade de produto gerado.

Seu uso é indicado quando a medição direta e o uso do fator de emissão ou outros métodos consagrados não são exequíveis. Também é recomendado quando as medidas de processo são fáceis de serem obtidas com precisão, exceto as informações referentes a emissões atmosféricas. Entretanto, não é aplicável quando há reações químicas no processo ou ainda quando há alterações químicas significantes (EIIP, 2001a).

Uma das desvantagens deste método é que ele não consegue estimar com precisão pequenas frações de emissão, tal como exemplo, as emissões evaporativas de tanques de solventes (EIIP, 2001a).

A equação 2-18 representa a estimativa das emissões por balanço de massa:

$$E_x = (Q_{in} - Q_{out}) \times C_y \quad (\text{Equação 2-7})$$

Onde:

$E_x$	=	Total de emissão poluente y
$Q_{in}$	=	Total de material y que entra no processo
$Q_{out}$	=	Total de material y que sai do processo
$C_y$	=	Concentração do poluente y no material

Fonte: (EIIP, 2001a)

#### 2.6.2.4 Cálculo de engenharia

São estimativas de emissões realizadas com base em dados específicos do processo, de modo a estimar suas emissões atmosféricas. Deve ser utilizada apenas quando as técnicas de estimativa por fator de emissão e medição direta não forem aplicáveis (EIIP, 2001a).

#### 2.6.2.5 Extrapolação

A extrapolação pode ser empregada para estimar as emissões de uma fonte área, inclusive esta metodologia é recomendada pela EPA para este tipo de fonte. Geralmente, utiliza-se de informações existentes em bases de dados dos órgãos ambientais como valor de referência, contudo há situações onde estes dados precisam ser devidamente ajustados. Deste modo, conhecendo os dados de inventário de um determinado tipo de empresa, é possível estimar as emissões de outro processo. Este tipo de ferramenta é útil principalmente no processo de licenciamento de uma nova



fábrica, visto que permite prever os possíveis impactos ambientais que esta poderá provocar no meio. (EIIP, 2001b)

#### 2.6.2.6 Modelos Matemáticos para estimativa de emissões

Os modelos matemáticos consistem basicamente na aplicação de programas computacionais que possuem uma série de equações que se relacionam entre si para estimar a emissão de um determinado poluente. Normalmente estas ferramentas se aplicam quando o volume de cálculos matemáticos é muito alto, tal como o TANKS (EIIP, 2001a).

A determinação das emissões de poluentes atmosféricos nem sempre é uma tarefa simples. Algumas fontes são difíceis de mensurar analiticamente, apresentam custos elevados e em muitos casos, os resultados obtidos são imprecisos em virtude das condições operacionais e até mesmo ambientais. Deste modo, pode-se estimar as emissões de determinados poluentes, com um bom grau de precisão e baixo custo, utilizando modelos matemáticos e até mesmo fatores de emissão.

Um modelo importante utilizado na estimativa de emissões atmosféricas de tanques de armazenamento de produto químico é o TANKS. Este programa foi desenvolvido pela EPA para determinar as emissões e poluentes atmosféricos perigosos de tanques de armazenamento de produtos químicos. Sua base de dados contempla diversos tipos de tanques de armazenamento e produtos químicos comumente armazenados, contudo ele permite o ajuste das características específicas de cada tanque modelado e a inserção de novos produtos químicos em sua base de dados (EPA, 1999b).

#### 2.6.2.7 Estimativa de emissões de fontes área.

As fontes áreas são definidas como a coleção de emissões similares que ocorrem dentro de um determinado perímetro. Geralmente elas são compostas por

pequenas e numerosas fontes, que não foram classificadas como pontuais, como móveis ou biogênicas, portanto, a fonte área na verdade trata-se de uma fonte de grandes dimensões com emissões distribuídas em toda extensão. A principal diferença entre uma fonte pontual e uma fonte área está principalmente nas metodologias de quantificação das emissões, sendo que a primeira é inventariada por fonte enquanto a segunda pela coletividade. Desta forma, uma fonte estacionária pode ser classificada tanto como uma ou a outra. A definição de como classificar a fonte depende do objetivo final do inventário de emissões, a precisão requerida e dos recursos disponíveis. (EIIP, 2001b)

Um exemplo de fonte pontual que pode ser tratada como fonte área, devido suas características de emissão, são os tanques de armazenamento de produtos químicos. Para este tipo de equipamento, pode se utilizar o modelo matemático da EPA denominado TANKS, como ferramenta para estimar as emissões de poluentes. Já uma estação de tratamento de efluentes se enquadra exatamente no conceito de fonte área, uma vez as emissões ocorrem em toda a área de cada bacia de forma difusa.

Basicamente existem quatro métodos empregados para estimar as emissões de uma fonte área, a saber, extrapolação, modelos matemáticos, balanço de massa e os fatores de emissões. Nota-se que a medição direta para este tipo de fonte é de difícil aplicação, em virtude das dimensões das áreas envolvidas, assim como de alto custo e de baixa precisão (EIIP, 2001b).

### **2.6.3 Tanques de armazenamento de produto químico**

O armazenamento de produtos químicos em tanques é muito comum nas indústrias e com isto há as emissões de substâncias voláteis para a atmosfera. Basicamente existem 6 tipos de tanques para armazenamento de líquidos, como relacionado abaixo, e cada um possui uma peculiaridade quanto às emissões atmosféricas (EPA, 1995a).

### **A. Tanque com teto fixo vertical ou horizontal**

Este tipo de tanque consiste geralmente em um corpo cilíndrico com um teto fixo a ela, no caso do horizontal. Enquanto o vertical consiste em um tubo cilíndrico dotado de fechamentos esféricos, onde seu comprimento máximo não deve ser maior que seis vezes o seu diâmetro. As perdas de compostos para a atmosfera são provocadas principalmente pela variação de temperatura, pressão e pela variação de nível do líquido.

### **B. Tanque com espaço de vapor variável**

Este modelo de tanque é equipado com um reservatório expansível para acomodar a variação de volume dos vapores oriunda da alteração de temperatura e pressão atmosférica.

Nesta concepção de tanque pode-se utilizar um ou mais tanques laterais de teto fixo ou um tanque com teto tipo diafragma, o qual fica suportado sobre o selo e sua altura varia conforme a variação de pressão.

### **Tanque com teto externo flutuante**

Este modelo de tanque consiste em um corpo cilindro com uma cobertura que flutua sobre o nível do líquido existente no interior do mesmo. Esta cobertura é dotada de selo para realizar a vedação entre o corpo do tanque e a cobertura e de guias para limitar a movimentação.

Sua finalidade é manter a pressão do tanque constante e reduzir a quantidade de lançamento da fase vapor para a atmosfera, oriunda tanto das emissões fugitivas quanto das perdas de trabalho, aquelas que ocorrem quando do abastecimento do tanque.

### **Tanque com teto interno flutuante**

Existem dois tipos de tanque com teto flutuante interno, um que possui uma coluna de sustentação central e outro onde o teto fixo é suportado pelas paredes do mesmo. O teto interno pode ter contato ou não com o fluido. Normalmente os que têm contato com o líquido são construídos em materiais que possuem capacidade de flutuar sobre o líquido ou em alumínio, no formato de uma colmeia.

Contudo, os mais comuns são os tetos flutuantes que não tocam na superfície do fluido, os quais são suportados por boia. Tais como os tanques anteriores, ambos os casos descritos aqui utilizam selos para minimizar as emissões fugitivas.

### **C. Tanque com teto tipo domo e teto interno flutuante**

Este tipo de tanque se assemelha ao descrito logo acima, tendo como principal diferença o formato do teto. E assim como tal, o teto fixo não possui a função de reter os vapores, mas sim os ventos.

### **D. Tanque pressurizado**

Estes tanques são utilizados no armazenamento de gases e líquidos com alta pressão de vapor. Eles possuem duas classes, o de baixa pressão, de 2,5 a 15 psig e o de alta pressão, maior que 15 psig. São equipados com válvulas de segurança e de alívio e normalmente não apresentam perdas evaporativas ou de trabalho (carga/descarga).

### 2.6.3.1 Método de estimativa de emissão em tanques

A estima de emissões oriundas de tanque leva em consideração as propriedades físico-químicas do fluido, tal como a pressão de vapor, as características físicas do tanque de armazenamento e as condições climáticas, tais como temperatura, pressão e radiação solar.

Para determinar as emissões dos tanques de armazenamento, a EPA desenvolveu o *software TANKS*, de domínio público que realiza os cálculos de emissão para os seis tipos de tanques. (EPA, 1995a)

Basicamente as emissões que ocorrem em um tanque de armazenamento de produto são as perdas por trabalho ou operação -  $L_w$  e as perdas por estagnação. -  $L_s$ , ambas são expressas em lb/ano.

#### **Perdas por armazenamento ou em estagnação ( $L_s$ )**

As perdas por armazenamento ( $L_s$ ) estão relacionadas a capacidade do vapor ocupar o espaço vazio do tanque, somado a variação de volume que ocorre devido as mudanças de temperatura e pressão atmosférica.

A determinação do valor de  $L_s$ , pode ser obtido através da aplicação da equação 2-19:

$$L_s = 365 \times V_v \times W_v \times K_e \times K_s \quad (\text{Equação 2-8})$$

Onde:

$L_s$ (lb/ano)	= Quantidade de vapor emitida em libra/ano
$V_v$ (ft <sup>3</sup> )	= Volume de espaço disponível para o vapor
$W_v$ (lb/ft <sup>3</sup> )	= Densidade do gás
$K_e$	= Fator de expansão do vapor
$K_s$	= Fator de saturação do vapor

O fator de expansão ( $K_e$ ) do vapor está relacionado com a pressão de vapor do líquido, pressão de respiro do tanque, temperatura ambiente, taxa de insolação e com a condição e cor do tanque. Enquanto que o fator de saturação do vapor ( $K_s$ ) expressa a capacidade do vapor de condensar e é calculado pela equação 2-209 (EPA, 1995a)

$$K_s = \frac{1}{1 + 0,053 P_{va} H_{vo}} \quad (\text{Equação 2-9})$$

Onde:

$P_{va}$ , é a pressão de vapor do líquido considerando a temperatura média do dia em sua superfície (psia).

$H_{vo}$  é o espaço ocupado pelo vapor (ft)

0,053 é uma constante (psia-ft)<sup>-1</sup>

A densidade do vapor ( $W_v$ ) expressa a concentração que o mesmo é emitido. Pode ser determinada pela equação 2-21 (EPA, 1995a).

$$W_v = \frac{M_v \cdot P_{VA}}{R \cdot T_{LA}} \quad (\text{Equação 2-10})$$

Onde;

$W_v$  = Densidade do vapor (lb/ft<sup>3</sup>)

$M_v$  = Massa molecular (lb/lb mol)

$R$  = Constante gás ideal 10,731 (psia ft<sup>3</sup>/lb-mol R)

$P_{VA}$  = Pressão de vapor em na temperatura ambiente (psia)

$T_{LA}$  = Temperatura média da superfície do líquido (R)

### **Perdas de operação (Lw)**

Conforme o volume de líquido existente no tanque é consumido, o seu espaço é ocupado pelo ar atmosférico e simultaneamente ocorre a volatilização do produto armazenado até que ocorra o equilíbrio entre as fases líquido -vapor. Assim, ao recarregar o tanque, esta mistura poluente (produto mais ar) é emitida para atmosfera. Sua quantificação leva em consideração a quantidade de *turnover*, ou seja, o número de

vezes que o tanque é abastecido e esvaziado no período de um ano, a massa molar molecular do composto e a sua pressão de vapor.

O modelo que descreve este comportamento é dado pela equação 2-22

$$LW = 0,0010 M_V \times P_{VA} \times Q \times K_n \times K_p \quad (\text{Equação 2-11})$$

Onde;

$LW$  = perda por operação (lb/ano)

$M_V$  = Massa molecular (lb/lb-mol)

$P_{VA}$  = Pressão de vapor em na temperatura ambiente (psia)

$K_n$  = Fator de saturação, para *turnover*;  $> 36 K_n = (180+N)/6N$ ;  $\leq 36 K_n = 1$

$K_p$  = 0,75 para óleo cru e 1 para demais compostos

$N$  = Quantidade anual de *turnover* (abastecimento)

$Q$  = Turn over anual (Capacidade do tanque [bb] vezes a taxa de rotatividade anual

$V_{LX}$  = Volume líquido máximo do tanque (ft<sup>3</sup>)

$$N = \frac{5614 Q}{V_{LX}} \quad (\text{Equação 2-12})$$

De forma análoga ao exposto acima, os tanques de teto flutuante possui uma emissão menor, estando restrita aos pontos de união e selos de deslocamento. A EPA aborda de forma detalhada cada uma das equações envolvida no processo no documento conhecido como AP-42 (EPA, 1995a).

Para determinar as emissões de COV oriundas do transbordo de gasolina dos tanques de abastecimento para o tanque do veículo o EPA (1995a), propõe no AP 42, um fator de emissão médio de 1320 mg de COV por litro de gasolina dispensada.

Outra metodologia proposta pelo EPA (1995a), consiste em determinar a taxa de emissão de COV através da aplicação da equação 2-24, com a vantagem de poder ser aplicada para diferentes tipos de combustíveis.

$$E = 264,2 [(-5,909) - 0,0049 (\Delta T) + 0,0884 (TD) + 0,485 (RVP)]$$

(Equação 2-13)

Onde:

$E$  = Emissão de COV expressa em mg/L

$\Delta T$  = Diferença da temperatura do combustível no tanque do veículo e do combustível dispensado em °F.

$TD$  = Temperatura do combustível dispensado em °F.

$RVP$  = Pressão de vapor (psia)

#### 2.6.4 TANKS

O programa TANKS foi desenvolvido pela EPA e encontra-se atualmente na versão TANKS 4.0.9d. Este programa foi desenvolvido com a finalidade de estimar as emissões de substâncias orgânicas armazenado em tanques estacionários.

A base de cálculo utilizada neste software esta baseada nos algoritmos constantes no documento denominado AP-42, no capítulo 7.1 – Tanques de armazenamento de líquidos orgânicos (EPA, 1995a).

Este programa considera em seu algoritmo as seguintes influências:

- Tipo de tancagem: vertical, horizontal, teto fixo ou flutuante etc.
- Características construtivas, tais como: inclinação de teto, localização aérea ou enterrada, pressão de trabalho etc.
- Cor e estado de conservação da pintura.
- Dados meteorológicos históricos do local de instalação do tanque, como temperatura ambiente, radiação solar etc.
- Características físico-químicas do produto armazenado, como por exemplo, ponto de fulgor, densidade etc.



Ele possui uma biblioteca contendo uma série de produtos químicos orgânicos, com suas respectivas características físico-químicas. Além disso, permite a inclusão de novos produtos que, por ventura, não estejam presente em sua base de dados, além de possibilitar compor uma nova mistura com os produtos cadastrados em sua base de dados, ajustando às características da nova mistura (EPA, 1999b).

#### 2.6.5 Estimativa de emissões fugitivas

As emissões fugitivas ocorrem em equipamentos que trabalham com pressão positiva, em decorrência de vazamentos ou lançamento involuntário de gases ou líquidos para ambiente. As ocorrências geralmente são de forma aleatória, podendo ser intermitentes e ainda apresentar intensidades diferentes. Por este motivo, torna-se um problema difícil de prever quando irá ocorrer, além de ser difícil de mensurar, uma vez que em muitos casos os vazamentos são instantâneos. (EIIP, 1996).

Este tipo de emissões ocorre nas regiões mais frágeis do sistema, as quais podem ser separadas basicamente em dois grupos:

Equipamentos rotativos: tais como, bombas, válvulas, agitadores e compressores, os vazamentos ocorrem normalmente nos selos, tanto em função do movimento quanto do desgaste (EIIP, 1996).

Equipamentos fixos: tais como, flanges, conexões, válvulas de alívio, uniões, etc. As principais causas de vazamentos são as instalações malfeitas, idade, stress térmico (dilatação) e deterioração das juntas. As válvulas podem apresentar ainda defeito na sede, prejudicando o fechamento e assim como as válvulas de alívio lançando o poluente diretamente para a atmosfera (EIIP, 1996).

O controle de emissões fugitivas pode ser efetuado por modificação ou substituição do equipamento por um em melhor estado ou ainda com uma tecnologia

onde ocorra uma emissão menor. Contudo, o mais usual e efetivo é a realização de um programa de inspeção e manutenção dos equipamentos (EIIP, 1996).

As estimativas das emissões fugitivas podem ser realizadas através da aplicação de fatores de emissão e pelo uso de equações de correlação e normalmente são expressas em kg/hora por fonte. (EIIP, 1996)

Fator de emissão – Esta metodologia normalmente é aplicada quando não há dados de emissões específicos da fonte. Contudo para estimar as emissões de equipamentos é necessário conhecer a concentração em massa, ou seja, a fração mássica de COT (Carbono orgânico total) do sistema, uma vez que a tendência é que ocorram vazamentos mais intensos em sistemas onde a presença de COT é mais elevada (EIIP, 1996).

A aplicação desta metodologia é relativamente simples. Consiste em quantificar o total de equipamentos e dispositivos onde pode haver as emissões fugitivas e multiplicar pelo fator de emissão do ponto em estudo. Deste modo, recomenda-se elaborar uma planilha agrupando as informações por tipo de produto ou sistema, tempo médio de uso de cada equipamento, tipo do dispositivo e quantidade (EIIP, 1996).

A aplicação desta metodologia é válida para aplicação em um grupo de equipamentos. Ainda assim a margem de erro é expressiva, apesar de diluída no universo amostral. Soma-se a isto, quando da aplicação dos fatores médio de emissão, precisa certificar o valor correto de COT para aqueles que contemplam os compostos metânicos e os não metânicos, de acordo com a literatura adequada a cada caso (EIIP, 1996).

Medição direta – A medição direta é considerada pela EPA como uma das melhores metodologias para se estimar as emissões fugitivas, contudo ela é representativa apenas quando aplicada a um universo significativo de equipamentos de um processo, visto que os vazamentos podem ocorrer de forma intermitente, aleatória e em intensidades diferentes e deste modo os erros se diluem (EIIP, 1996).

A medição direta consiste em quantificar a emissão fugitiva na sua origem com o auxílio de um equipamento analítico portátil, normalmente medido como carbono orgânico total. Uma deficiência desta técnica está relacionada a sensibilidade dos equipamentos analíticos para determinados compostos. Neste caso, adota-se um fator de correção denominado RF – Fator de Referência, que nada mais é do que fazer um ajuste de sensibilidade do equipamento para que ele apresente a leitura correta para o composto medido. Outra maneira de aplicar este mesmo conceito está baseada na amostragem dos gases liberados. Para tanto, envolve-se o local onde há a emissão com um material impermeável ao produto a ser coletado e com o auxílio de uma bomba transfere-se o poluente a um frasco de amostra adequado, normalmente do tipo saco impermeável. Além disto, quantifica-se também a vazão emitida (EIIP, 1996).

Uma vez conhecida a concentração dos poluentes emitidos e a sua respectiva vazão pode-se calcular o total de gases efetivamente emitidos.

Equações de correlação – Esta metodologia é tida como preferencial pela EPA. Seu grau de desenvolvimento permite estimar a taxa de emissão mássica de um poluente com base no tipo de dispositivo, tempo de operação e fluido, contudo ela é aplicada apenas para o equipamento como um todo, ou seja, ela não reproduz os resultados para parte do equipamento ou por período curto de tempo (EIIP, 1996).

## 2.7 DISPERSÃO ATMOSFÉRICA: AS INFLUÊNCIAS DOS FATORES METEOROLÓGICOS, DO RELEVO E DA OCUPAÇÃO DO SOLO.

A problemática da dispersão da poluição atmosférica em uma região está relacionada tanto com a fonte de emissão quanto com as condições meteorológicas, uma vez que estas possuem um papel importante na determinação da qualidade do ar, de certo modo é até mais importante que a própria condição operacional da fonte de emissão, visto que a dispersão dos poluentes depende diretamente da velocidade dos ventos e da temperatura ambiente. Além destes fatores, tem-se também a influência do relevo e das edificações (VALLERO, 2008).

Para Lateb et al. (2015), a dispersão de poluentes está diretamente relacionada à camada limite da atmosfera, que é definida como a região mais próxima ao solo que pode ser influenciada pela ação dos ventos, temperatura umidade, etc. Sua altura pode variar tanto na escala temporal quanto espacial, podendo variar de alguns metros a alguns quilômetros, em função da topografia, da cobertura da superfície, estação do ano, horário do dia e do tempo.

Segundo Gnatowska (2015), os dados de literatura e de sua própria pesquisa demonstram que os fenômenos de dispersão de poluentes em condições instáveis, na maioria das vezes, são mais importantes que a cinética das reações químicas que ocorrem na atmosfera. Para a autora, o processo de ventilação adequado é extremamente importante para garantir a qualidade do ar, sendo que sua eficiência depende principalmente da direção do vento, das características construtivas dos prédios, assim como da localização das fontes de emissão. Ela aponta ainda que o processo de dispersão de poluentes é influenciado principalmente pelos fenômenos de difusão de massa, causado pelo gradiente de concentração e pelo processo de advecção, promovendo o transporte dos poluentes na mesma direção do fluxo do ar.

Assim, pode-se constatar que o estudo de dispersão de poluentes está baseado principalmente nos fatores meteorológicos, dentre eles a direção e intensidade dos ventos, a radiação solar, a turbulência, a estabilidade e pressão atmosférica, a inversão térmica e o teor de umidade.

### 2.7.1 Ventos

A direção dos ventos possui grande influência na dispersão dos poluentes, sendo um dos fatores mais importantes quanto à concentração de poluentes que chega até o receptor. De acordo com Vallero (2008), uma mudança de apenas 5º na direção do vento faz com que as concentrações que chegam até o receptor sejam reduzidas a cerca de 10% em condições instáveis, cerca de 50% em condições neutras e por volta de 90% em condições estáveis.

A velocidade do vento geralmente aumenta com a elevação da altitude. Segundo Vallero (2008) um dos efeitos da velocidade do vento é a diluição da pluma de poluentes. Deste modo, quanto maior a altura de lançamento de poluentes, melhor será a dispersão.

Os ventos são ocasionados basicamente pela diferença de temperatura e pressão entre regiões. São caracterizados pela direção que sopram, ou seja, um vento sul sopra de sul para o norte.

As direções dos ventos dividem-se em 16 partes, uma a cada 22,50º. Apesar de haver uma direção predominante de acordo com a região e com a época do ano, ele pode ocorrer em todas as direções ao longo de um dia.

Os comportamentos dos ventos podem ser representados graficamente através da “Rosa dos ventos” exemplificada na Figura 2-3. Este gráfico concatena as informações de velocidade, direção e o tempo percentual que o vento permanece em uma dada velocidade.

A Figura 2-3 ilustra a rosa dos ventos da região São Bernardo do Campo, bem como o sentido para onde os ventos sopram. Observa-se que os ventos predominantes nesta área são de lés-Sudeste e Sudoeste para o oés -noroeste e Noroeste, contudo os ventos mais intensos são de oés-noroeste para Lés-Sudeste.

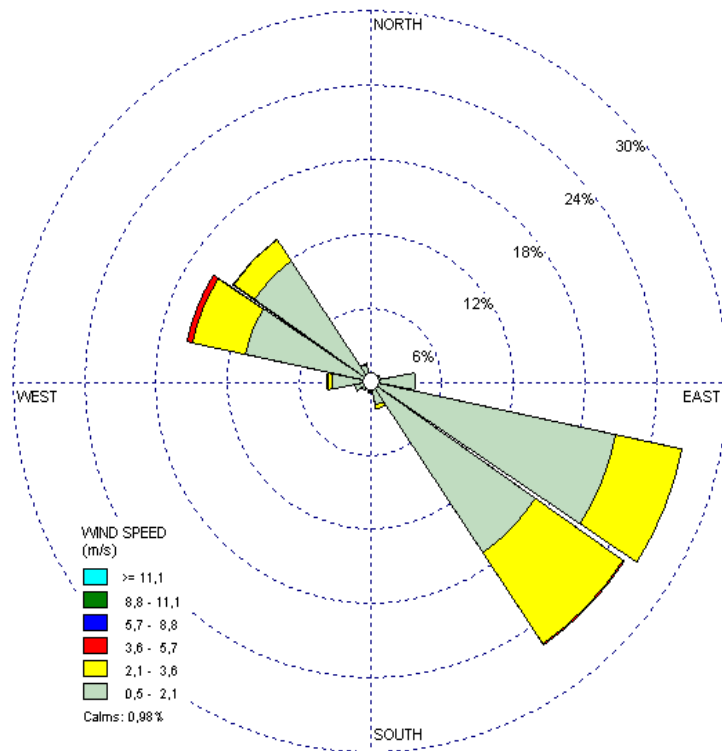


Figura 2-3: Rosa dos ventos (10m) - dados meteorológicos de 01/06/2014 até 30/05/2017 da Estação Meteorológica da CETESB de São Bernardo - Centro.

### 2.7.2 Radiação Solar

Segundo Seinfeld & Pandis (1997), o processo fundamental da circulação da atmosfera é o aquecimento da superfície terrestre pela radiação solar. A região dos trópicos recebe uma quantidade de energia maior do sol, quando comparada com os pólos, que recebem menos energia.

A energia emitida pelo sol na forma de energia eletromagnética atinge a superfície da terra na forma de onda curta e é reemitida para o espaço na forma de calor sensível, calor latente e radiação de onda longa. Esta radiação ao ser absorvida pelos gases presente na atmosfera promove o aumento da temperatura.

### 2.7.3 Turbulência

A pluma de poluente emitida por uma simples fonte é transportada na direção predominante dos ventos e se comporta de acordo com a turbulência atmosférica, fator que promove o crescimento da pluma em tamanho até que esta atinja uma região “limpa”. Os dois principais mecanismos que promovem este fenômeno são a turbulência mecânica e a convectiva (HARRISON, 2001).

A turbulência mecânica é gerada pela passagem do ar sobre os obstáculos existentes no solo, tais como culturas, cercas e muros, árvores, prédios e também pelo próprio relevo. A intensidade da turbulência aumenta com o aumento da velocidade dos ventos assim como com o aumento de rugosidade no solo, e reduz com a altitude, ou seja, conforme se distancia do solo, enquanto que a turbulência convectiva ocorre devido a radiação solar que promove o aquecimento do solo e conseqüentemente as camadas mais baixas da atmosfera, iniciando deste modo os processos de convecção, onde o ar quente sobe e abre espaço para que o ar frio e mais denso ocupe seu lugar. Durante o período noturno a superfície terrestre esfria devido à falta da radiação solar, com isto a temperatura do ar aumenta com a altura e a turbulência praticamente cessa, tendendo a estabelecer uma condição de estabilidade (HARRISON, 2001).

#### 2.7.4 Estabilidade

O movimento vertical do ar é influenciado diretamente pelo gradiente térmico da atmosfera, principalmente próximo ao solo. Quando o gradiente térmico é adiabático o movimento vertical entra em equilíbrio, logo não é afetado pelas forças de flutuação, sendo denominado de estabilidade neutra. Contudo, esta condição é rara em virtude do aquecimento da superfície e dos fatores climáticos.

Deste modo, classifica-se uma atmosfera como estável quando as forças ascensionais se opõem ao movimento vertical e instável quando estas mesmas forças favorecem o movimento vertical, facilitando assim a dispersão dos poluentes. Seinfeld & Pandis (1997) apontam ainda que há 3 fatores que provocam a mudança na estabilidade da atmosfera: o aquecimento ou resfriamento de superfície; a advecção ou transporte vertical; e o deslocamento vertical de camadas.

A relação entre a altitude e a temperatura do ar atmosférico é um dos fatores que determina a condição de estabilidade atmosférica. Nas condições adiabáticas a temperatura reduz 1° C a cada 100 metros de altitude, enquanto em condições denominadas de superadiabática, a temperatura diminui mais do que 1° C a cada 100 metros de altitude, promovendo em ambos os casos uma boa dispersão. Nestas condições a temperatura da massa de ar que sobe tende a ser maior que a temperatura do ar atmosférico, promovendo turbulência e ascensão da mesma (SEINFELD & PANDIS, 1997).

Por outro lado, as razões menores do que 1° C a cada 100 metros de altitude, denominada de sub adiabática e as condições de onde a variação da temperatura é constante com a variação da altitude, denominadas de isotermas, promovem as condições de estabilidade atmosférica, logo a dispersão dos poluentes fica extremamente comprometida.



Em 1961, Pasquill introduziu o conceito de classe de estabilidade atmosférica a qual tem sido muito utilizada até os dias atuais. Neste conceito ele correlacionou a velocidade dos ventos com a intensidade da radiação solar e propôs a divisão em 6 classes (SEINFELD & PANDIS, 1997).

- A – Extremamente instável;
- B – Moderadamente instável;
- C – Levemente instável;
- D – Neutro;
- E – Levemente estável e
- F – Moderadamente estável

A Tabela 2-4 apresenta os critérios propostos por Pasquill, onde contempla a medição da velocidade dos ventos a 10 metros de altitude do solo, a radiação solar, a nebulosidade e a respectiva classe de estabilidade atmosférica.

Tabela 2-4: Classe de estabilidade de Pasquill

Velocidade do vento a 10 m (m/s)	Radiação Solar			Período Noturno Fração de nebulosidade	
	Forte > 700 W.m <sup>2</sup>	Moderada 350 - 700 W.m <sup>2</sup>	Fraca <350 W.m <sup>2</sup>	≥ 4/8	≤ 3/8
<2	A	A-B	B	--	--
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Adaptado: (SEINFELD & PANDIS, 1997).

### 2.7.5 Pressão atmosférica:

O Instituto Nacional de Meteorologia, INMET (2014) define pressão atmosférica como:

*“pressão exercida pela atmosfera sobre qualquer superfície, em virtude de seu peso. Equivale ao peso de uma coluna de ar de corte transversal unitário, que se estende desde um nível dado até o limite superior da atmosfera”.*

Ela varia de lugar para lugar de acordo com a altitude e principalmente pela temperatura. Uma zona de alta pressão é composta por uma massa de ar fria e pesada, comprometendo a dispersão de poluentes, enquanto que uma zona de baixa pressão é composta por uma massa de ar mais quente e conseqüentemente mais leve, esta diferença de pressão atmosférica, faz com que a massa de ar se desloque das zonas de alta pressão para as zonas de baixa pressão, provocando os ventos (MANAHAN, 2001).

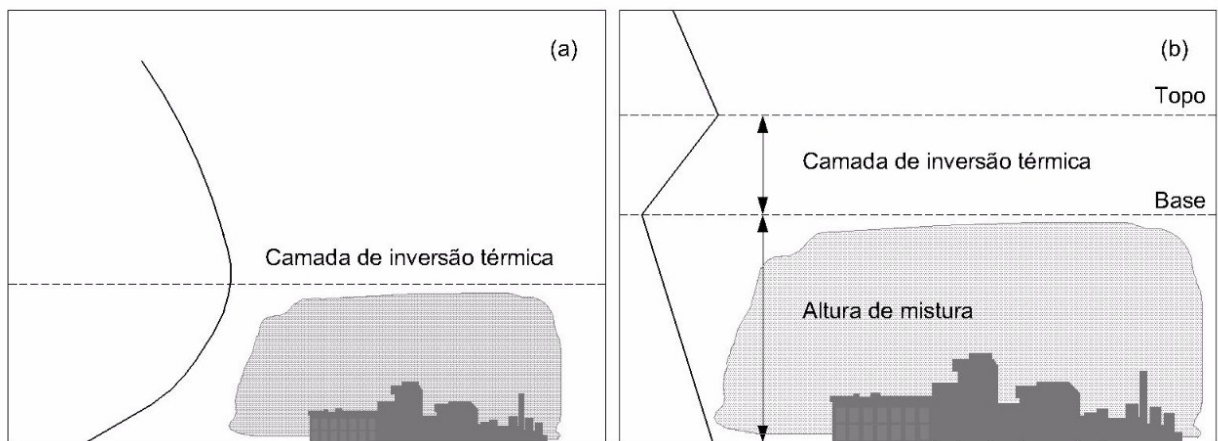
### 2.7.6 Inversão térmica e altura de mistura:

Outro dois fatores que influenciam na qualidade do ar são: variação da altura da camada de mistura e o processo de inversão térmica.

A variação da radiação solar entre o dia e a noite promove uma variação substancial na temperatura da superfície da crosta terrestre, afetando deste modo a altura de mistura. No período noturno, devido da falta de radiação solar, ocorre o resfriamento da superfície da terra e conseqüentemente o resfriamento radiativo do ar perto desta, criando deste modo um perfil, no qual ocorre a elevação da temperatura com o aumento de altitude, até o ponto onde ocorre o equilíbrio do processo e a temperatura volta a reduzir com a elevação da altitude, ilustrado pela Figura 1-6(a). Este ponto de inflexão é conhecido como altura de mistura. Destaca-se que sua altitude varia conforme o horário do dia, sendo mais baixa no período noturno, quando há um menor

volume de ar para a dissipação de poluentes, logo prejudicando a qualidade do ar. A altitude da camada geralmente é de 1 km, mas pode variar de alguns metros a 3 km de altura. Já a Figura 2-4(b), ilustra o processo conhecido como inversão térmica. Sabe-se que a tendência macroscópica é o declínio da temperatura com a elevação da altitude, porém em uma determinada altitude esta temperatura passa a elevar-se até um segundo ponto de inflexão, após o qual ela volta a decrescer com a altitude. Logo, o processo de inversão térmica é caracterizado por uma camada de ar frio próximo ao solo, coberta por uma camada de ar quente e seguida por outra camada de ar frio. De acordo com a densidade da massa de ar a camada de inversão pode estar mais alta ou mais baixa (SEINFELD & PANDIS, 1997).

Quando em condições de inversão térmica, o poluente emitido sob este “escudo de ar gelado” fica retido próximo à superfície da terra e como o volume para sua dispersão é menor ele tende a apresentar concentrações maiores. Desta mesma forma, se o lançamento dos poluentes ocorrer acima da camada de mistura, os poluentes dificilmente irão atingir o solo (HARRISON, 2001).



Adaptado: (BAIRD, 2002)

Figura 2-4 Perfil da variação da temperatura atmosférica caracterizando a formação da altura de mistura(b) e o processo de inversão térmica (a).

### 2.7.7 **Umidade:**

A concentração de vapor de água na troposfera está entre 1 a 3% em volume, sendo a média global de 1%. A sua concentração pode variar de um mínimo de 0,1% até 5 %. Sabe-se também que com o aumento da altitude a concentração de água reduz rapidamente (MANAHAN, 2001).

O vapor de água evaporado pela absorção da energia solar desloca-se como uma massa de ar de uma zona de alta pressão para uma de baixa pressão. Ela então sobe resfriando-se até o momento que inicia sua precipitação, liberando a energia térmica para o espaço. Durante este processo o vapor d'água age como uma espécie de filtro solar, refletindo parte dos raios solares enquanto nuvem e absorvendo outras (MANAHAN, 2001).

### 2.7.8 **Relevo e ocupação do solo:**

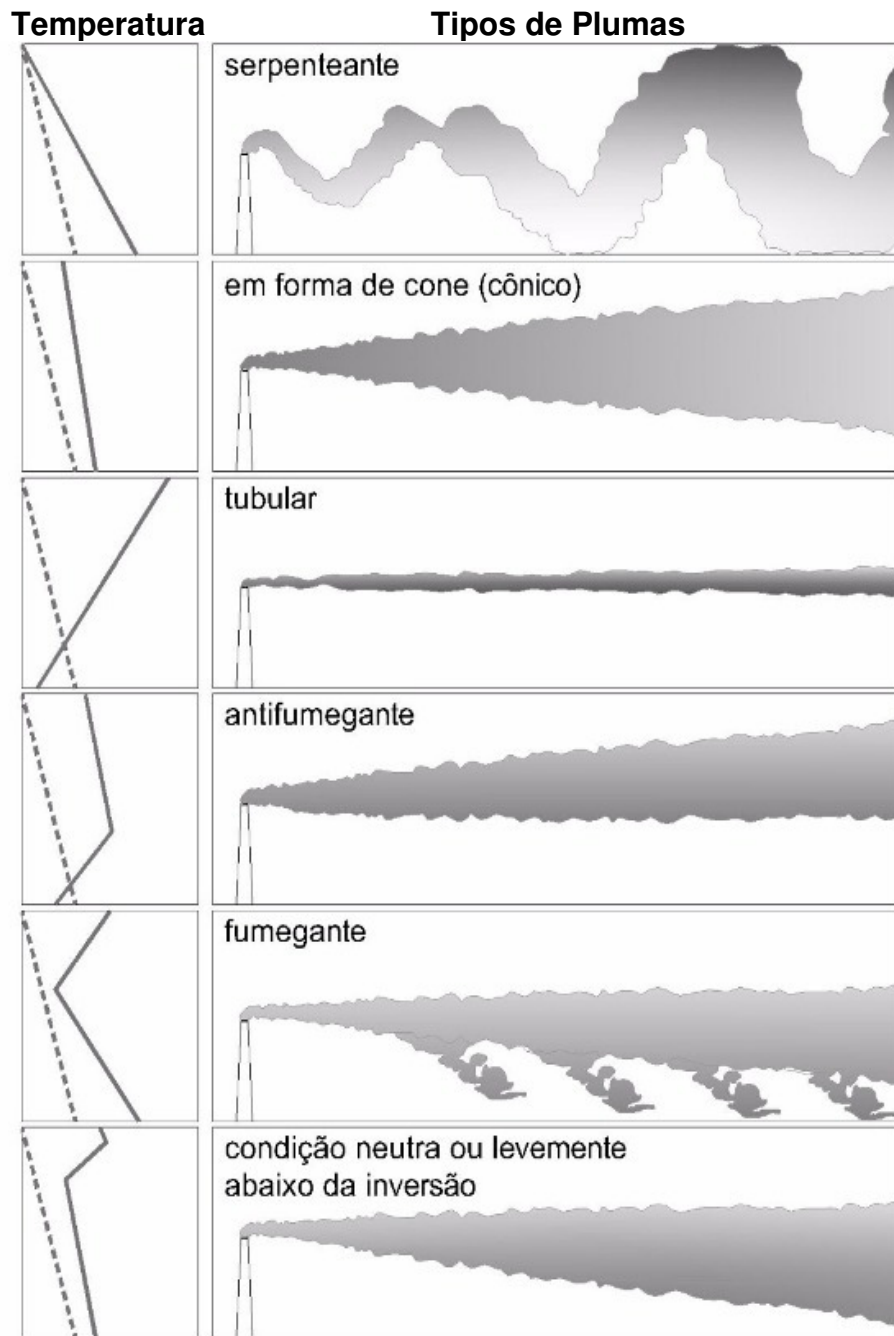
Tanto o relevo quanto o tipo de ocupação do solo possuem grande influência na dispersão dos poluentes. Quando o vento passa por estes obstáculos há a formação de turbulência em virtude da variação de pressão que se forma em razão da velocidade com que ele passa pela barreira. No caso das edificações, este tipo de fenômeno geralmente provoca uma zona de menor pressão logo após o término do prédio e com isto há o arraste do poluente para o nível do solo ou até mesmo para o interior da mesma (HARRISON, 2001).

### 2.7.9 Os tipos de plumas de dispersão:

As plumas que são expelidas pelas chaminés têm sua forma influenciada pelo perfil de temperatura da atmosfera e pela velocidade dos ventos. Normalmente elas são classificadas por (VALLERO, 2008):

- Serpenteante (Looping): ocorre quando a temperatura esfria rapidamente com a elevação da altitude;
- Cônica (Coning): ocorre quando o resfriamento da temperatura é um pouco mais lento que a velocidade de elevação da altitude;
- Tubular (Fanning): ocorre quando há o aumento da temperatura com a elevação da altitude;
- Fumegante (Fumigation): ocorre de forma análoga ao "Looping", porém há o ponto de inversão térmica;
- Estável (Trapping): ocorre de forma análoga ao "Coning", porém há o ponto de inversão térmica;

A Figura 2-5 ilustra os formatos das plumas supramencionadas e apresenta de forma gráfica o comportamento da temperatura atmosférica em relação à altitude. A linha pontilhada corresponde à taxa de resfriamento adiabática seca, ou seja, como a temperatura atmosférica deveria se comportar com relação à altitude sem a presença de umidade, enquanto a linha contínua representa a variação da temperatura em condições normais e sua influência sobre o formato das plumas.



Adaptado: (VALLERO, 2008)

Figura 2-5 : Perfil de temperatura e Tipos de plumas

### 2.7.10 A influência do tipo de chaminés na dispersão de poluentes:

Basicamente as chaminés possuem três tipos de lançamento de poluentes: Vertical sem obstrução, Vertical com obstrução (chapéu chinês, entre outras) e o Horizontal, os quais influenciam diretamente no comportamento da pluma.

A equação 2-25 é utilizada para determinar a altura efetiva da pluma. Ela é composta basicamente de três partes, a primeira denominada ( $h_s$ ) refere-se a altura física da chaminé em si, a segunda parte ( $h_r$ ) emprega a fórmula de Briggs, a qual considera o efeito de elevação da pluma em função da velocidade de lançamento, diâmetro interno da chaminé e velocidade do vento, e a terceira parte ( $h_d$ ), incorpora o efeito de "*stack tip downwash*", ou seja, o efeito provocado pelo vento ao passar pela chaminé, o qual provoca zonas de pressão menor, arrastando assim a pluma para baixo (STATHOPOULOS, 2004).

$$H = h_s + h_r - h_d \quad (\text{Equação 2-14})$$

As equações 2-26 e 2-2, apresentam como é calculado os efeitos  $h_r$  e  $h_d$ .

$$h_r = 3\beta de(we/Uh)^2 \quad (\text{Equação 2-15})$$

$$h_d = de(3,0 - \beta we/Uh) \quad (\text{Equação 2-16})$$

---

<sup>2</sup> Para velocidades de emissão altas, onde a razão  $we/Uh > 3,0$ , não existe stack tip downwash, ou seja,  $h_d = 0$ . Fonte: (STATHOPOULOS, 2004)

onde segundo Stathopoulos (2011):

$H$	= altura da pluma (m)
$h_s$	= Altura da chaminé (m)
$h_r$	= Elevação da pluma (m)
$h_d$	= Redução da altura da pluma(m)
$\beta$	= 1 para chaminé sem obstrução e 0 para com obstruída (ex. chapéu chinês, lançamento horizontal)
$d_e$	= Diâmetro interno da chaminé(m)
$W_e$	= Velocidade de exaustão (m/s)
$U_h$	= Velocidade do vento na altura do prédio (m/s)

A EPA (1993) publicou um "memorandum" propondo que as emissões oriundas de chaminés dotadas de obstrução, tal como chapéu chinês, ou ainda as emissões horizontais, fossem ajustadas através da redução da velocidade de lançamento dos gases para uma velocidade não superior a 0,001 m/s.

Este mesmo documento ainda propõe desabilitar o efeito *stack-tip downwash* para fontes horizontais, enquanto que para fontes verticais deve-se proceder da mesma forma além de reduzir a altura da chaminé em três diâmetros.

O ajuste das fontes de emissão deve ser realizado para o modelo ISC-PRIME, uma vez que o AERMOD possui em seu algoritmo o ajuste para chaminés horizontais e as dotadas de obstrução (Lakes Environmental, 2013).

### 2.7.11 Modelos matemáticos

Os modelos matemáticos são definidos por Chapra & Canale (2008) como:

*“Uma formulação ou equação que expressa as características essenciais de um sistema ou processo físico em termos matemáticos”.*



Com o avanço da informática as aplicações dos modelos matemáticos ficaram mais exequíveis, visto que estes modelos envolvem uma quantidade grande de equações que se relacionam entre si, além de facilitar a solução de equações complexas.

Neste sentido atualmente há vários modelos matemáticos que buscam estimar as emissões atmosféricas oriundas de um sistema específico, tal como o *Water 9*, *TANKS*, dentre outros, como também há modelos que estimam as dispersões dos poluentes emitidos para a atmosfera.

Os modelos de dispersão atmosférica são baseados em equações matemáticas que buscam descrever tanto o comportamento temporal quanto o comportamento espacial dos poluentes lançados na atmosfera. A base do estudo da dispersão atmosférica consiste basicamente em dois conceitos matemáticos, o de Euler, que prevê o comportamento dos poluentes de acordo com uma coordenada específica, sendo aplicado no estudo de transferência de calor e massa e o segundo conceito matemático aplicado é o de Lagrange, que considera a variação da concentração de acordo com o movimento do fluido (SEINFELD & PANDIS, 1997).

A finalidade dos modelos é de integrar o entendimento do processo de dispersão atmosférica, envolvendo todos os componentes do processo, ou seja, os fatores de emissão, os dados meteorológicos, as transformações químicas e o processo de remoção dos poluentes. Basicamente existem dois tipos de modelos, os físicos e os matemáticos. O primeiro, normalmente desenvolvido em túnel de vento, consiste em simular a emissão em uma escala piloto, entretanto, sua aplicação é limitada devido à dificuldade de repetir os dados para escala real, deste modo os modelos mais empregados são os matemáticos. Dentre eles, tem-se o modelo de Euler que está baseado na velocidade do fluido, medida em um ponto fixo. Esta formulação é muito útil uma vez que as expressões matemáticas são aplicadas diretamente em situações onde ocorrem reações químicas e os dados necessários para os cálculos estatísticos são facilmente obtidos, contudo não apresenta boa precisão. Já o modelo proposto por Lagrange descreve a concentração estatística através da propriedade de deslocamento do fluido. Os resultados obtidos por esta segunda metodologia apresentam maior

precisão, contudo seu uso é limitado pela dificuldade de obter os dados estatísticos das partículas, e devido as equações não serem aplicadas diretamente nos problemas que envolvem reações químicas. Logo, tanto para uma metodologia quanto para a outra precisa-se assumir algumas aproximações para se obter um modelo prático de difusão atmosférica (SEINFELD & PANDIS, 1997).

Há também a metodologia desenvolvida por Gauss. Ela não considera os fatores de abatimento dos poluentes por absorção e por reação químicas, porém apresenta uma boa representatividade dos dados estimados até uma faixa de 50 km da fonte (LIU et al, 1999).

#### 2.7.12 Equação de Euler

O conceito desenvolvido por Euler considera que a concentração de um dado poluente pode ser previsto pela técnica de massa, onde todo e qualquer acúmulo do poluente em estudo que ocorra sobre o volume líquido deve ser oriundo da emissão de uma fonte e do efeito da difusão molecular do poluente em pauta. Contudo, a equação de Euler apresentada na equação 2-28, apesar de ser desenvolvida para um perfil de difusão turbulento não permite uma solução exata, mesmo para concentrações significativas (SEINFELD & PANDIS, 1997).

Matematicamente a variação da concentração pode ser expressa pela equação 2-28:

$$\frac{dc_i}{dt} + \frac{d}{dx_j}(u_j c_i) = D_i \frac{d^2 c_i}{dx_j dx_j} + R_i(c_1, \dots, c_n, T) + S_i(x, t) \text{ (Equação 2-17)}$$

$$i = 1, 2, \dots, n$$

Onde;

- $u_j$  = Componente da velocidade do fluído;  
 $\bar{u}$  = Velocidade média do fluído  
 $D_i$  = Difusividade molecular  $i$   
 $R_i$  = Taxa de geração do componente  $i$  por reação química, normalmente dependente de  $T$   
 $T$  = Temperatura  
 $S_i$  = Taxa de adição da substância  $i$  no ponto  $x$   
 $t$  = Tempo  
 $c_i$  = Concentração de  $i$   
 $x$  = Localização do ponto  $x$  no tempo  $t$   
 $K_{jj}$  = Coeficiente de difusão turbulento, geralmente é uma função da distância com o tempo.

$$(u_j, c) = -K_{jj} \frac{dc}{dx_j} \quad (\text{Equação 2-18})$$

Considerando que a difusão molecular é desprezível quando comparado com a difusão turbulenta e que a atmosfera é incompressível, pode-se simplificar a equação 2-28, tal como demonstrado na equação 2-30 (SEINFELD & PANDIS, 1997).

$$\frac{dc_i}{dt} + \bar{u}_j \frac{dc_i}{dx_j} = \frac{d}{dx_j} (K_{jj} \frac{dc_i}{dx_j}) + R_i(c_1, \dots, c_n, T) + S_i(x, t) \quad (\text{Equação 2-19})$$

### 2.7.13 Equação de Lagrange

O método desenvolvido por Lagrange aplica-se a ambientes turbulentos e considera o comportamento da partícula em um fluído, ou seja, busca determinar a probabilidade desta partícula estar localizada em um ponto  $x'$  no tempo  $t'$  (SEINFELD & PANDIS, 1997).

A equação desenvolvida por ele considera que a concentração de poluente  $c_i$  está diretamente ligada a velocidade do fluído  $u_i$ , que por sua vez é dependente do tempo

$t$  [ $ui(t)$ ] e ainda que apresenta uma curva de distribuição Gaussiana, além de embasar a teoria da difusão atmosférica (SEINFELD & PANDIS, 1997).

A equação 2-31 permite determinar a concentração de poluente nas três dimensões (SEINFELD & PANDIS, 1997).

$$\langle c_i(x, y, z, t) \rangle = \frac{1}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_x(t) \sigma_y(t) \sigma_z(t)} \times \exp\left(-\frac{(x-\bar{u}t)^2}{2\sigma_x^2(t)} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2(t)} - \frac{z^2}{2\sigma_z^2(t)}\right) \quad (\text{Equação 2-20})$$

Onde;

- $c_i$  = concentração do poluente  $i$
- $x, y$  e  $z$  = expressa as distancias nas respectivas coordenadas
- $t$  = tempo
- $\bar{u}$  = Velocidade média do fluido
- $\sigma_x$ , = expressa a variância da concentração principal do poluente em  $x$ , o mesmo vale para  $y$  e  $z$ , sendo que:

$$\sigma_x^2 \approx \begin{cases} t^2 & \text{para um curto espaço de tempo} \\ t & \text{para um longo espaço de tempo} \end{cases}$$

A técnica de Lagrange apresentada na equação 2-32 busca demonstrar o comportamento das espécies em um ambiente turbulento, para uma fonte estacionaria com emissão instantânea, ou seja, aquela onde a liberação de poluentes é intermitente. De modo análogo, ao desenvolver a equação de Euler para uma fonte nos mesmos critérios, obtém-se a seguinte equação:

$$\langle c_i(x, y, z, t) \rangle = \frac{S}{(8\pi t)^{\frac{3}{2}} (K_{xx}K_{yy}K_{zz})^{1/2}} \times \exp\left(-\frac{(x-\bar{u}t)^2}{4K_{xx}t} - \frac{y^2}{4K_{yy}t} - \frac{z^2}{4K_{zz}t}\right) \quad (\text{Equação 2-21})$$

Fonte: (SEINFELD & PANDIS, 1997)

Onde;

- $c_i$  = Concentração do poluente  $i$

- $x, y \text{ e } z$  = Expressa a distância nos respectivos eixos (x, y e z)  
 $K_{xx}$  = Coeficiente de difusão turbulento, geralmente é função da distância com o tempo.  
 $\bar{u}$  = Velocidade média do fluido

Comparando- se as equações de Euler e de Lagrange, observa-se que elas são similares, principalmente se definindo que;

$$\sigma_x^2 = 2K_{xx}t, \sigma_y^2 = 2K_{yy}t, \sigma_z^2 = 2K_{zz}t. \quad (\text{Equação 2-22})$$

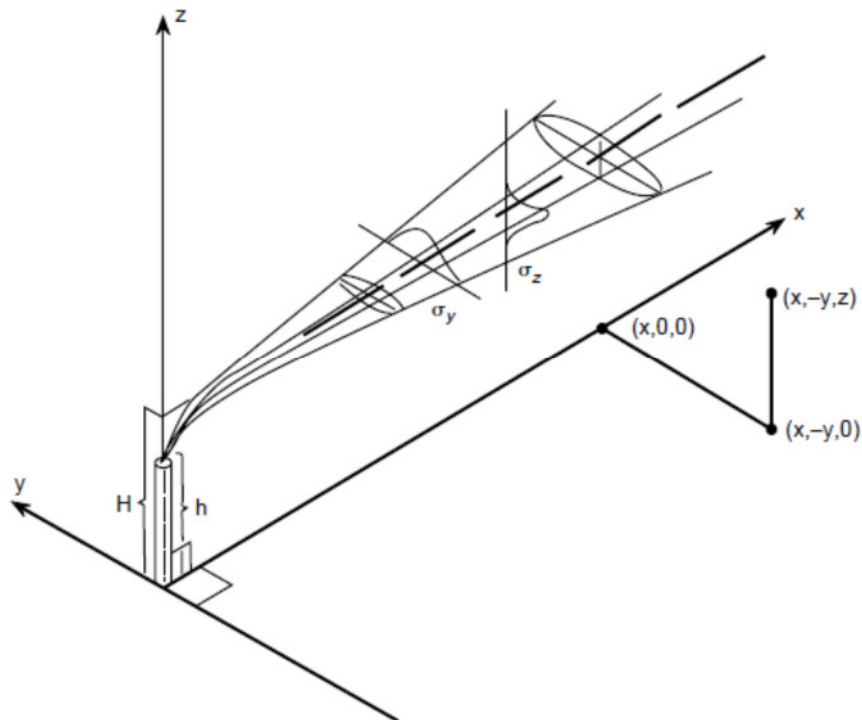
#### 2.7.14 Equação de Gauss

As plumas de poluente normalmente apresentam um padrão de comportamento que seguem o padrão de distribuição normal, mais conhecida como curva de Gauss. Este modelo consegue representar a difusão dos poluentes para uma boa faixa de condições atmosférica aplicando o conceito de desvio padrão em duas direções, x e y, com o intuito de representar as características das plumas em sua origem, ou seja, ele avalia qual a o desvio da concentração no centro da pluma e nas bordas (LIU et al, 1999).

Os perfis das plumas estão diretamente relacionados com as condições meteorológicas, assim as equações 2-33 e 2-34 apresentadas buscam estimar as concentrações dos poluentes dispersos no ar de acordo com o conceito de Gauss, em um o sistema de coordenadas x, y e z, onde o primeiro representa o eixo horizontal a favor do vento, o segundo representa o eixo lateral perpendicular a X, enquanto que o terceiro representa o eixo vertical, ou seja, indica a (LIU et al, 1999).

A Figura 2-6 representa o padrão de comportamento de uma pluma emitida através de uma chaminé. Sabe-se que a altura da pluma influência diretamente a concentração do contaminante no ar e que esta é composta pela somatória da altura

física da chaminé com a altura virtual da pluma, a qual corresponde a altura máxima que a pluma irá atingir antes de iniciar a curva de dispersão.



Fonte: (LIU et al, 1999).

Figura 2-6: Ilustração da dispersão gaussiana

As equações de dispersão são representadas em 2-34 e 2-35:

$$y = \left[ \frac{1}{(2\pi\sigma)} \right] \left\{ \exp \left[ \left( -\frac{1}{2} \right) \left( x - \frac{\bar{x}}{\sigma} \right)^2 \right] \right\} \quad (\text{Equação 2-23})$$

$$x(y) = \left[ \frac{1}{(2\pi\sigma)_y} \right] \left\{ \exp \left[ \left( -\frac{1}{2} \right) \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \right\} \quad (\text{Equação 2-24})$$

Fonte: (LIU et al, 1999).

A altura virtual da chaminé pode ser estimada por várias equações, porém é muito difícil estimá-la com precisão, visto que a altura que a pluma irá atingir após sair

do duto é influenciada pela velocidade com que o gás é liberado na atmosfera. Esta velocidade varia de acordo com as características construtivas da chaminé, temperatura de processo, utilização de sistemas de exaustão, assim como pela influência dos efeitos da temperatura ambiente na densidade do fluido, que faz com que este suba até que a sua densidade entre em equilíbrio térmico com o entorno. Além destes fatores, há uma forte influência das condições meteorológicas, principalmente com relação à estabilidade atmosférica, temperatura ambiente e velocidade dos ventos e conseqüentemente, a turbulência do entorno (LIU et al, 1999). A Figura 2-7 ilustra a altura virtual de emissão da pluma e o ponto teórico de dispersão.



Adaptado: (LIU et al, 1999).

Figura 2-7: Ilustração da altura da pluma de dispersão

Onde;

- $H$  = Altura do solo ao centro de pluma
- $h_s$  = Altura física da chaminé
- $\Delta H$  = Altura virtual até o meio da pluma

Uma vez avaliada a altura da chaminé e considerando as 3 dimensões possíveis, a equação de dispersão pode ser reescrita como descrito na equação 3-36:

$$c_i(x, y, z; H) = \left[ \frac{Q}{(2\pi\sigma_y\sigma_z u)} \right] \left\{ \exp \left[ \left( -\frac{1}{2} \right) \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \right\} \left\{ \exp \left[ \left( -\frac{1}{2} \right) \left( z - \frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\} + \left\{ \exp \left[ \left( -\frac{1}{2} \right) \left( z - \frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\} \quad (\text{Equação 2-25})$$

Fonte: (LIU, David H.F. et al, 1999)

Onde:

$c_i(x, y, z; )$  = Concentração da substância  $c_i$  nas coordenadas x,y,z em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$Q$  = Taxa de emissão de  $c_i$  em g/s

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$  = Expressa a variância da concentração principal do poluente em i, nos eixos x, y e z.

$u$  = Velocidade vertical do vento sobre a altura da pluma em m/s

$y$  = Distância lateral em metros

$Z$  = Distância Vertical em metros

$H$  = Altura da Pluma

## 2.8 Modelos matemáticos de dispersão atmosférica

A aplicação de um modelo de dispersão de poluentes atmosféricos é importante para o gerenciamento da qualidade do ar uma vez que permite identificar as fontes de contribuição e deste modo auxiliar no desenvolvimento de medidas



estratégicas para reduzir a quantidade de poluentes tóxicos. Pode também ser utilizada durante um processo de licenciamento para avaliar o impacto que uma nova fonte poderá causar e deste modo determinar as ações de controle e medidas regulatórias (EPA, 2010).

A EPA informa quais são os modelos de dispersão recomendados para a realização dos estudos de dispersão, bem como os modelos alternativos, dentre eles constam os modelos AERMOD, CALPUFF, BLP, dentre outros, descritos resumidamente (USA, 2005).

Alguns dos modelos de dispersão levam em consideração os efeitos de *building downwash*, causado por interferência de construções e o efeito *stack tip downwash* causado pela chaminé. Ao oferecer resistência à passagem dos ventos, a estrutura física promove alteração nas forças aerodinâmicas envolvidas, promovendo um gradiente de pressão pela obstrução local, a qual combinada com o atrito, provoca um retardo da camada da massa de ar mais próxima ao solo, conseqüentemente gerando regiões de estagnação e regiões de alta turbulências, fatores este que afetam diretamente na dispersão dos poluentes atmosféricos (VALLERO, 2008).

Os efeitos de *building downwash* são caracterizados pela redução da pressão na vizinhança do prédio ou chaminé, reduzindo assim a altura efetiva de dispersão da pluma e elevando a concentração de poluente próximo ao solo.

A Figura 2-8 ilustra as regiões geradas pela passagem do vento sobre um obstáculo e conseqüentemente o comportamento dos gases nestas regiões (EPA, 1985).

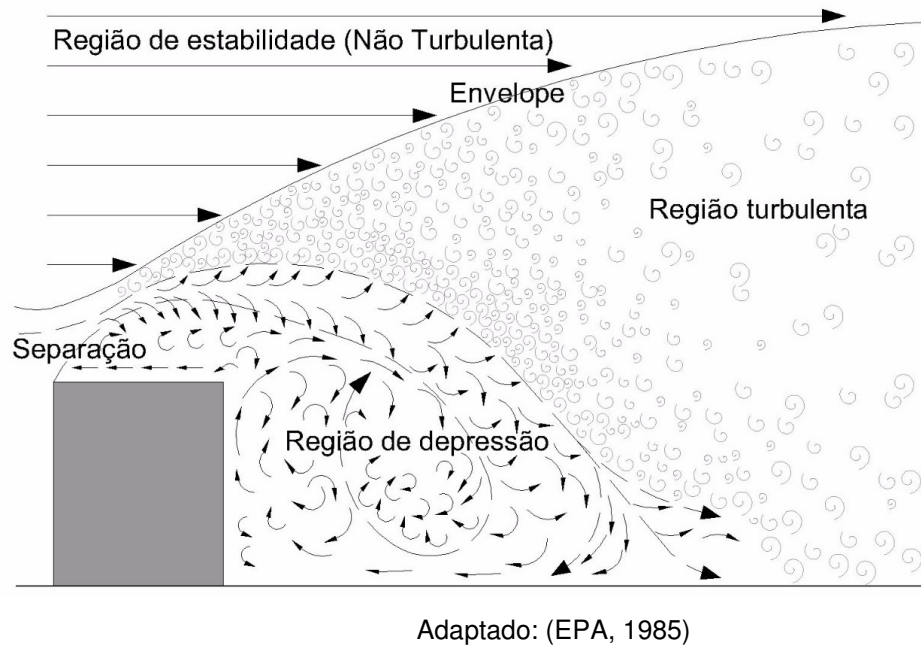


Figura 2-8: Regiões e efeitos provocados pelo vento sobre um obstáculo

AERMOD: O termo AERMOD vem das iniciais de AMS/EPA Regulatory Model e descreve um sistema de modelagem de pluma de estado estacionário. O algoritmo desta ferramenta prevê os efeitos de *Stack Tip Downwash* e *Building Downwash*, bem como o efeito de redução da altura de pluma provocado pela combinação das correntes descendentes de ventos no entorno dos prédios e o aumento da concentração de poluentes devido ao fator de arraste provocado pelas características construtivas da edificação, assim como permite estimar a concentração de poluentes na atmosfera levando em consideração os efeitos de deposição a seco de grandes partículas e a remoção úmida de particulados e gases (THÉ, THÉ, & JOHNSON, 2009).

Este modelo considera uma pluma em estado estacionário. Incorpora os efeitos da dispersão, as influências das camadas limites, os efeitos da turbulência, bem como as interferências oriundas da topografia do terreno e dos prédios (*building*

*downwash* e *stack tip downwash*)<sup>3</sup>. Em seu algoritmo há dois módulos de entrada de dados regulatórios, o AERMET, responsável pelo processamento dos dados meteorológicos que são incorporados ao modelo de dispersão e o AERMAP, responsável pelo pré-processamento dos dados topográficos da região de estudo.

A aplicação deste modelo é recomendada para:

- Fontes dos tipos pontuais, linha, área e volume, e permite a simulação de múltiplas fontes,
- Terrenos simples (a máxima elevação do terreno está abaixo da borda superior da chaminé) e complexos (a máxima elevação do terreno supera a cota da borda superior da chaminé),
- Áreas urbanas e rurais,
- Distâncias de até 50 km a partir da fonte,
- Lançamentos superficiais, próximos ao solo e elevados,
- Emissões contínuas de gases tóxicos,
- Tempos médios para estimativas das concentrações médias de 1 hora até médias anuais.

---

<sup>3</sup> Building downwash, é a depressão provocada no entorno do prédio oriunda da passagem dos ventos pelas construções, (em tradução livre, lavagem do prédio de cima para baixo). Stack tip downwash refere-se ao mesmo efeito, porém provocado pela chaminé.

ISC-PRIME (*Industrial Source Complex - Plume Rise Model Enhancements*), leva em consideração tanto a posição da chaminé em relação ao prédio, as correntes de depleção próxima ao prédio, um dos fatores responsáveis pelo efeito *de building downwash*, quanto as velocidade vertical do vento e os efeitos da falta deste na dispersão dos poluentes. Este modelo aborda também o efeito provocado pela zona de turbilhonamento criado pelas extremidades das construções. Os resultados deste modelo geralmente são conservadores, o que é positivo para a preservação da qualidade do ar (SCHULMAN, 2000).

O ISC-PRIME permite ao usuário considerar três tipos de terrenos, simples, complexo e simples mais complexo, além de permitir seleção o fator de dispersão entre urbano e rural, de acordo com a localização da fonte. Outra característica do modelo é a capacidade de trabalhar com fontes múltiplas, inclusive de tipos diferenciado, tal como fonte pontual, fonte área e fonte volume e fonte (EPA, 1995b)

CALPUFF: Este modelo pode ser aplicado para o estudo de transporte de poluentes por longas distâncias e em terrenos complexos. Ele considera o estado “não estacionário” da pluma, simulando os efeitos do tempo e espaço em diferentes condições meteorológicas. Aplicável em escalas de 10 metros a centenas de quilômetros. Seu algoritmo contempla os efeitos de “*stack tip downwash*”, “*building downwash*”, ascensão transitória e dinâmica da pluma, os efeitos de “rain caps” (lançamento indireto e/ou não vertical), transformação química, os efeitos de remoção úmida dos poluentes e deposição seca etc.

A aplicação deste modelo é recomendada para:

- Distâncias superiores a 50 Km,
- Fontes dos tipos; pontuais, linha, área e volume.

CALINE3: Desenvolvido para estimar a concentração de poluentes não reativos oriundo do tráfego de veículos em estradas. Este modelo considera uma pluma Gaussiana, em estado “estacionário”, que permite determinar a concentração de

poluentes nos receptores que estão a favor do vento, tais como pontes, campos estradas etc. Pode ser aplicada para qualquer direção de vento, direção de estrada e localização de receptor.

O programa possui ajustes para a média de tempo, rugosidade da superfície e permite trabalhar com até 20 receptores, além de conter um algoritmo para deposição e a velocidade de sedimentação que permite estimar a concentrações de partículas.

A aplicação deste modelo é recomendada para:

- Distâncias inferiores a 50 Km,
- Rodovias (Fonte linha)
- Áreas rurais e urbanas,
- Terreno simples e tempos médios de 1 a 24 horas.

CTDMPLUS: Modelo de dispersão voltado para terrenos complexos e aplicável para todas as condições de estabilidade atmosférica. Permite simular as condições de instabilidades diurnas, além de possuir uma série de recursos que facilitam seu uso, contudo os dados meteorológicos e topográficos são diferentes de outros modelos desenvolvidos pela EPA.

Este programa pode ser aplicado tanto em área rural quanto urbana, sendo recomendado para terrenos complexos e distância inferior a 50 km.

O entendimento dos processos químicos que ocorrem na atmosfera é essencial para uma gestão eficiente da qualidade do ar. De acordo com Sienfeld & Pandis (1997), a atmosfera é um sistema reativo extremamente complexo onde há reações físico-químicas ocorrendo simultaneamente. Para eles, apenas realizar medições pontuais da qualidade do ar não permite compreender completamente o problema. Neste sentido, o emprego da modelagem matemática, promove uma visualização mais abrangente do cenário ora em estudo.

Deste modo, o aperfeiçoamento e a aplicação das modelagens matemáticas para o estudo da dispersão de poluentes atmosféricos vêm ao encontro de melhores políticas de gestão ambiental e empresarial, uma vez que possibilita a visualização do cenário em estudo de forma abrangente, ou seja, permitem estimar com maior precisão quais são ou serão os impactos ambientais provocados pelos processos industriais na qualidade do ar e deste modo prever medidas efetivas de controle (SEINFELD & PANDIS, 1997).

## 2.9 Os padrões de qualidade do ar:

Apesar da política nacional de meio ambiente ter sido estabelecida em 1981 com a promulgação da lei 6.938/81, apenas em 1989 foi promulgada a Resolução CONAMA nº 05/89. Esta Resolução definiu os conceitos de padrão primário e secundário de qualidade do ar, estabeleceu o sistema de classificação das regiões em 1, 2 e 3 (de acordo com sua necessidade de preservação) e estabeleceu metas de curto, médio e longo prazo para implementar as ações necessárias a preservação da qualidade do ar (BRASIL, 1981; CONAMA, 1989).

### Padrões de qualidade do ar, segundo CONAMA nº 05/89

*a) São padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população, podendo ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo.*

*b) São padrões secundários de qualidade do ar, as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e flora aos materiais e meio ambiente em geral, podendo ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo.*

---

Fonte: (CONAMA, 1989)

O padrão de qualidade nacional do ar foi determinado inicialmente pela Resolução CONAMA nº 03 de Junho de 1990, que impunha os limites de concentração para os principais poluentes atmosféricos. Neste mesmo ano a Resolução CONAMA nº 08/90 estabeleceu o padrão de emissão para processos de combustão externa em fontes fixas. (CONAMA, 1990a)

Em 2006 foi promulgada a Resolução CONAMA nº 382/2006, a qual estabeleceu os primeiros limites de emissões de poluentes para algumas fontes estacionárias. Este mesmo órgão publicou em 2011 a Resolução nº 436/2011 com o objetivo de estabelecer os padrões de emissões para as fontes licenciadas ou que haviam requerido suas licenças antes de 2007. Ambas as resoluções fixaram os limites de emissões por poluente e por tipo de fonte (CONAMA, 2006; 2011).

No Estado de São Paulo, o primeiro padrão estadual de qualidade do ar foi estabelecido pelo Decreto Estadual nº 8.468/76 o qual evoluiu para padrões mais restritivos no ano de 2013 com a publicação do Decreto Estadual 59.113/2013. Este novo decreto estabeleceu os novos padrões de qualidade do ar, com base em metas gradativas e progressivas, como apresentado na Tabela 2-6 e dividiu o território estadual em 22 regiões de controle de qualidade do AR (RCQA), seguindo o mesmo critério de divisão das unidades de gerenciamento de recursos hídricos – UGRHI (SÃO PAULO, 2013).

O processo de melhoria do padrão de qualidade do ar, contou com as contribuições da OMS. Esta organização publicou pela primeira vez, em 1987, um guia de orientação sobre os padrões de qualidade do ar, com o objetivo de consolidar os conhecimentos científicos sobre os níveis de concentração dos poluentes atmosféricos e assim estabelecer o limite onde os impactos a saúde são mínimos. Neste sentido este documento foi revisado em 1997 e posteriormente em 2005.

Apesar de este documento ter sido elaborado com base em muitos estudos científicos relacionando a problemática da poluição do ar e dos efeitos sobre a saúde, e ser um referência mundial no tema, há algumas situações que ainda faltam informações

relevantes. Como por exemplo, a falta de limites mínimos, claramente definidos, a partir dos quais as concentrações de ozônio e de material particulado podem provocar efeitos adversos para a saúde humana (WHO, 2005).

O Decreto nº 59.113/2013 o Estado de São Paulo determina padrões muito mais restritivos que os constantes no Decreto Estadual nº 8.468/76 do mesmo estado, bem como com relação ao padrão nacional de qualidade do ar estabelecido pela resolução CONAMA nº 03/90 e aproxima-se dos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela OMS em 2005 (BRASIL, 1990; SÃO PAULO, 2013; WHO, 2005).

A Tabela 2-5 apresenta os padrões de qualidade do ar estabelecido pelo CONAMA nº 03/90, pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013 e os padrões estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde.

Tabela 2-5: Padrões de qualidade do AR



Poluente	Tempo de Amostragem	CONAMA 03/90		Decreto Estadual nº 59.113/2013				OMS Limite (µg/m³)
		Padrão 1º (µg/m³)	Padrão 2º (µg/m³)	MI1 (µg/m³)	MI2 (µg/m³)	MI3 (µg/m³)	PF (µg/m³)	
Partículas inaláveis (MP <sub>10</sub> )	24 horas MAA <sup>1</sup>	150 50	150 50	120 40	100 35	75 30	50 20	50 20
Partículas inaláveis finas (MP <sub>2,5</sub> )	24 horas MAA <sup>1</sup>	- -	- -	60 20	50 17	37 15	25 10	25 15
Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> )	24 horas MAA <sup>1</sup> Média 10'	365 80 -	100 40 -	60 40 -	40 30 -	30 20 -	20 - -	50 - 500
Dióxido de nitrogênio (NO <sub>2</sub> )	1 hora MAA <sup>1</sup>	320 100	190 100	260 60	240 50	220 45	200 40	200 40
Ozônio (O <sub>3</sub> )	8 horas	160	160	140	130	120	100	100
Monóxido de carbono (CO)	1 hora 8 horas	40.000 (35 ppm) 10.000 ( 9 ppm)		-	-	-	9ppm	
Fumaça* (FMC)	24 horas MAA <sup>1</sup>	150 60	100 40	120 40	100 35	75 30	50 20	-
Partículas totais suspensão* (PTS)	24 horas MGA <sup>2</sup>	80 240	60 150	- -	- -	- -	240 80	-
Chumbo** (Pb)	MAA <sup>1</sup>	-	-	-	-	-	0,5	-

<sup>1</sup> Média Aritmética Anual / <sup>2</sup> Média geométrica anual.

Meta Intermediária Etapa 1 - (MI1) - Valores de concentração de poluentes atmosféricos que devem ser respeitados a partir de 24/04/2013;

Meta Intermediária Etapa 2 - (MI2) - Valores de concentração de poluentes atmosféricos que devem ser respeitados subsequentemente à MI1, que entrará em vigor após avaliações realizadas na Etapa 1, reveladas por estudos técnicos apresentados pelo órgão ambiental estadual, convalidados pelo CONSEMA;

Meta Intermediária Etapa 3 - (MI3) - Valores de concentração de poluentes atmosféricos que devem ser respeitados nos anos subsequentes à MI2, sendo que o seu prazo de duração será definido pelo CONSEMA, a partir do início da sua vigência, com base nas avaliações realizadas na

Os padrões finais (PF) são aplicados sem etapas intermediárias quando não forem estabelecidas metas intermediárias, como no caso do monóxido de carbono, partículas totais em suspensão e chumbo. Para os demais poluentes, os padrões finais passam a valer a partir do final do prazo de duração do MI3.

Padrão 1º - Padrão Primário

Padrão 2º - Padrão Secundário

OMS: Organização Mundial da Saúde

Fonte: (BRASIL, 1990; SÃO PAULO, 2013; WHO, 2005)

## 2.10 A gestão da qualidade do ar no Brasil e no Estado de São Paulo

A gestão da qualidade do ar envolve ações que permitem prevenir e reduzir as emissões de poluentes e seus efeitos o meio ambiente. Para tanto, faz-se necessário determinar os limites permissíveis de concentrações de poluentes na atmosfera, os padrões de emissão, as bacias aéreas saturadas, as áreas de preservação permanentes e os mecanismos de controle aplicáveis, o qual deve abranger tanto equipamentos e processos quanto o próprio licenciamento ambiental em si.

O gerenciamento das questões ambientais no Brasil foi instituída pela Lei Federal 6.938/81, que trata da Política Nacional do Meio Ambiente e regulamentada em 1990 pelo Decreto nº 99.274, que estruturaram o SISNAMA - Sistema Nacional de Meio Ambiente e o CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, a quem cabe estabelecer normas, critério e padrões nacionais para a manutenção dos padrões de qualidade ambiental. (BRASIL, 1990)

Através do PRONAR, o país adotou como estratégia básica, limitar as emissões por tipo de fonte e por poluentes prioritários, a fim de garantir o padrão de qualidade do ar. Além disto, implementou medidas de classificação de áreas de acordo com os tipos de uso, estabeleceu a necessidade de implantar a rede de monitoramento da qualidade do ar e a realização do inventário nacional das fontes e poluentes atmosféricas, bem como o desenvolvimento do processo de licenciamento ambiental destas fontes (CONAMA, 1989).

Somado as medidas acima mencionadas, o PRONAR facilitou a implantação dos programas de controle da poluição por veículos automotores - PROCONVE, o programa nacional de controle de controle da poluição industrial - PRONACOP, o programa nacional de avaliação da qualidade do ar, o programa nacional de inventário de fontes poluidoras do ar e os programas estaduais de controle da poluição do ar ( Ministério do Meio Ambiente, 2009).

No Estado de São Paulo o controle da poluição do ar iniciou em 1972, quando foram implantadas 14 unidades de monitoramento da qualidade do ar. Entre os anos de 1975 e 1976 a CETESB realizou um levantamento das fontes de emissões atmosféricas de origem industriais e outras ações em um programa denominado "Operação Branca", mesmo sem possuir o arcabouço legal necessário, o qual foi promulgado em 1976 através da Lei 997/76 e o decreto 8468/76 (CETESB, 2001).

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB detectou nos anos 70 o aumento da concentração de monóxido de carbono na atmosfera decorrente de veículos automotores. Nesta mesma década realizou estudos a fim de avaliar as questões das emissões veiculares e propôs a adição de álcool na gasolina, com a finalidade de reduzir a quantidade de monóxido de carbono na região metropolitana do estado e como resultado obteve na década de 80 uma redução expressiva do poluente inicialmente desejado, assim como da emissão de chumbo tetraetila, substituído pelo etanol. Foram as iniciativas deste órgão que estimularam os programas como o PROCONVE, que foi regulamentado pela Resolução CONAMA 18/86 e o programa de controle de poluição do ar por motocicletas e veículos similares - PROMOT, regulamentada pelas resoluções CONAMA 297/02 e 342/03. Outra iniciativa relevante da CETESB foi o sistema de rodízio de veículos na região metropolitana de São Paulo, existente desde 1995 (CETESB, 2001).

Em 2010 a CETESB emitiu uma decisão de diretoria, regulamentando o Plano de Monitoramento de Emissões Atmosféricas - PMEA, com o objetivo de sistematizar a metodologia de monitoramento nas empresas (CETESB, 2010).

Como consequência das ações que o Estado de São Paulo vem adotando ao longo destes anos, foi promulgada em Abril de 2013 o decreto nº 59.113/2013 com padrões de qualidade do ar mais restritivos. Este decreto impõe quatro estágios de escalonamento dos padrões da qualidade do ar, onde as concentrações dos poluentes prioritários deverão ser gradativamente reduzidas com o passar do tempo e evolução tecnológica (SÃO PAULO, 2013).

Em Outubro de 2014, a CETESB publicou a decisão de diretoria nº 289/2014P, na qual foi aprovado o PREFE - Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias (CETESB, 2014a).

De acordo com Sogabe, Sato & Cerullo (2014), o PREFE de 2014 foi realizado com foco nas regiões que não atendem o padrão mínimo estabelecido na meta intermediária 1 (MI1). Este documento dividiu o Estado de São Paulo em sete regiões de controle, levando em consideração as características da qualidade do ar, as similaridades das fontes de emissão de poluentes, a concentração de receptores e a concentração de atividades específicas por município, com o objetivo de racionalizar os esforços para a implementação das ações de controle.

A cidade de São Bernardo do Campo está enquadrada na região de controle 1 (Região de controle - São Paulo), juntamente com as cidades de Diadema, Santo André e São Caetano do Sul. SOGABE, SATO & CERULLO (2014) mencionam que os fatos que justificam o agrupamento destas cidades são as características de urbanização similares, assim como a área de abrangência das fontes e sua proximidade com as cidades, das quais muitas delas apresentam o fenômeno de conurbação.

O plano de controle para esta região leva em consideração apenas dois parâmetros, o material particulado e o ozônio. O primeiro apresentou valores superiores ao padrão de qualidade do ar - MI1, apenas na estação de qualidade do ar de São Caetano do Sul, porém, este poluente foi considerado como estratégico para a melhoria da qualidade do ar e da saúde pública na região mais populosa do estado. Enquanto que para a redução da concentração do ozônio, faz-se necessário o controle dos poluentes NO<sub>x</sub> e COV. Este documento ainda estabeleceu a meta de redução de 20,5% para o parâmetro ozônio e 4,8 % para o parâmetro MP, ambos com base na estação de São Caetano do Sul (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

A Tabela 2-6 apresenta as concentrações de ozônio e MP nas estações de monitoramento da região de controle 1 (RC1), onde o valor apresentado refere-se a média aritmética do 4º maior valor diário (M4VD) do período compreendido entre 2010 e 2012.

Tabela 2-6: Concentração de Ozônio e MP - RC1

Estação	Concentração de O <sub>3</sub> M4VD (µg/m <sup>3</sup> )	Concentração de MP M4VD (µg/m <sup>3</sup> )
Diadema	143	---
Ibirapuera	170	32
IPEN-USP	167	---
Itaquera	159	---
Mauá	173	---
Moocá	149	---
Nossa Senhora do Ó	136	---
Parelheiros	128	---
Parque Dom Pedro II	142	---
Pinheiros	147	---
Santana	149	---
Santo André - Capuava	156	---
São Caetano do Sul	176	43

Padrão qualidade do ar (MI1) : O<sub>3</sub> - 140 µg/m<sup>3</sup> ; MP-40 (µg/m<sup>3</sup>)  
M4VD: Média do 4º maior valor diário de cada um dos últimos 3 anos  
Adaptado: (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014)

A Tabela 2-7, apresenta a taxa de emissão anual das fontes fixas e a sua respectiva contribuição percentual em relação ao total de poluente emitido na região de controle 1, dos poluentes integrantes ao PREFE 2014, tanto de fontes fixas quanto fontes móveis. O percentual de contribuição aponta que a maior quantidade de MP emitidos

estão relacionadas às fontes fixas, enquanto que as emissões de COV e NO<sub>x</sub> são maiores nas fontes móveis.

Tabela 2-7: Taxa de emissão e contribuição percentual das fontes fixas na RC1

<b>Poluentes</b>	<b>Emissão t/ano</b>	<b>% Contribuição das fontes Fixas</b>
MP	3.657	73 %
COV	9.281	28 %
NO <sub>x</sub>	26.210	30%

Adaptado: (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

O PREFE 2014 foi a primeira etapa do plano de melhoria da qualidade ambiental prevista pelo Decreto Estadual 59.113/2013. As medidas adotadas estavam previstas para terem seus resultados obtidos em 3 anos (2014 a 2016), quando este documento deveria ter sido revisado e devidamente ajustado com base nas melhorias obtidas.

No programa de redução de emissões de fontes estacionárias foram delineados cinco pilares importantes:

**DIAGNÓSTICO:** Consiste na avaliação do estágio tecnológico do processo produtivo e do sistema de controle das emissões atmosféricas. Nesta etapa, definiram-se prazos para as empresas listadas no PREFE apresentarem os inventários das emissões atmosféricas revisados e ou complementados, os quais serão validados pela CETESB e também se estipulou que a CETESB irá definir a melhores tecnologias de controle de emissão atmosférica disponíveis.

Adicionalmente, deverá ser compilado pela CETESB ações de incentivos fiscais para as empresas que adotarem processos produtivos e sistemas de controle de emissão mais eficientes (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

**LICENCIAMENTO:** Para os processos de licenciamento de novas fontes ou de ampliação de fontes existentes, em regiões classificadas como maior que M1 e com emissões superiores aos limites estabelecidos no artigo 12 do decreto 59.113/2013,

deverá ser adotado equipamentos de controle de emissão atmosférica com a maior eficiência para o processo e a compensação de 110% das novas emissões. Para tal, deverá ser apresentado o plano de compensação quando da solicitação da licença prévia como condicionante a ser verificada antes da emissão da licença de operação.

Durante o processo de renovação da licença de operação, será exigida a adoção de equipamentos de controle de emissão de poluentes atmosféricos para as fontes que foram identificadas e selecionadas na etapa de diagnóstico e que ainda não são dotadas equipamentos de controle de poluição - ECP. A seleção destes equipamentos será baseada na melhor tecnologia de controle disponível (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

**FISCALIZAÇÃO:** Intensificação das fiscalizações nas empresas pertencentes ao PREFE, incluindo a identificação de fontes de emissão evaporativas e fugitivas, para as quais deverão ser exigidas ações de controle, avaliadas caso a caso pela CETESB (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

**AÇÕES SETORIAIS:** Estabelecimento de ações específicas de médio e longo prazo com objetivo de reduzir a emissão de poluentes atmosféricos. Nesta primeira fase, PREFE 2014, foram contemplados os setores da indústria de pisos cerâmicos e mineração de argila localizada na Região de controle 06 (Santa Gertrudes), com foco na redução de MP e o setor de armazenamento e comércios de combustível, para todo Estado de São Paulo, visando à redução de emissão de COV (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

**REVISÃO DO PREFE:** Após o segundo ano de implementação do PREFE 2014, deveria ser avaliados os resultados das ações propostas por este documento, com o objetivo de definir novos critérios e medidas a serem implementadas na segunda fase do PREFE. Dentre as ações previstas, constava a preparação de um sistema de inventário de emissões, com dados georeferenciado e cadastrais, que deveria ser alimentado pelas indústrias, bem como o aprimoramento do conhecimento do processo de formação dos poluentes (SOGABE, SATO, & CERULLO, 2014).

Além dos pontos citados acima, o PREFE 2014 também apresenta uma proposta de melhoria na rede de monitoramento da qualidade do ar, que contempla desde a adição de parâmetros a serem monitorados em estações já existentes, a desativação de algumas estações e a adição de novas estações de monitoramento, buscando assim, melhorar o monitoramento da qualidade do ar no Estado de São Paulo.

### 2.11 Estudos sobre dispersão atmosférica de poluentes

A preocupação com as emissões atmosféricas industriais e seus respectivos impactos no meio ambiente e na sociedade tem demandado muitos estudos relativos à dispersão dos poluentes atmosféricos. Estes trabalhos visam estimar as concentrações dos poluentes em uma determinada região com base nos dados de emissão dos processos e das condições meteorológicas características das regiões estudadas, para então correlacionar os dados obtidos com os impactos na qualidade do ar respirável.

Neste sentido, Siqueira (2005) desenvolveu um procedimento para estimar as emissões de metais oriundas do coprocessamento em fábricas de cimento e sua respectiva concentração na atmosfera. Em seu trabalho a autora reporta a falta de parâmetros legais para as emissões de cada espécie de metal o que para ela permite que ocorra uma emissão indiscriminada de metais tóxicos para a atmosfera.

De forma análoga, Gulia et al. (2015) fizeram uma revisão dos planos de gerenciamento de qualidade do ar implementados em todo o mundo e em diferentes escalas, passando pelos pontos de levantamento do inventários de emissões, simulação da qualidade do ar, exposição à poluição e impactos na saúde, assim como pelas estratégias de gestão da qualidade do ar. Segundo os autores, a maior parte dos países desenvolvidos está implantando com sucesso os seus planos de gerenciamento de qualidade do ar, os quais contemplam: padrões de qualidade com limites bastante restritos, redes de monitoramento contínuo, modelos eficientes de inventário de emissões, modelagens da qualidade do ar, práticas de controle e a participação pública.



Lopez e Mandujano (2005), também utilizaram o modelo matemático do software AERMOD, para simular e comparar os impactos na qualidade do ar provocados pelo uso de óleo diesel e do gás natural, utilizados para geração de energia elétrica no México. Este estudo teve como premissa a necessidade de melhorar a qualidade do ar, visto que a região no entorno da empresa apresentava altas concentrações de SO<sub>x</sub>, assim como balizar as adequações necessárias a fim de reduzir os custos envolvidos para a adaptação para uso do gás natural no processo. De acordo com os autores, o resultado obtido com a simulação da dispersão do SO<sub>x</sub> apresentaram boa correlação com as medidas de concentração experimentais em diferentes pontos e indicaram que um pequeno incremento no uso de gás natural traz uma melhora expressiva na qualidade do ar, deste modo, correlacionando o efeito sobre a qualidade do ar com os custos associados pode-se determinar o ponto de equilíbrio entre ganho ambiental e custo.

Há diversos estudos de aplicação dos modelos matemáticos, tal como o trabalho desenvolvido por Krishna et al. (2005) que utilizou o modelo ISCST-3 para avaliar o impacto na qualidade do ar provocado pelo complexo industrial na cidade de Hyderabad, Índia, com relação às emissões de SO<sub>2</sub>. Neste estudo foram consideradas 38 fontes pontuais elevadas, 11 fontes áreas e os dados meteorológicos dos meses de Abril e Maio de 2000, representando o período de inverno e o verão. Os resultados preditos pelo modelo de dispersão foram comparados com as medições reais realizadas no mesmo período dos dados meteorológicos empregados e segundo os autores, os valores estimados e reais (medidos) apresentaram-se muito próximos, bem como o desempenho do modelo foi satisfatório. Outro ponto relevante apontado pelos autores foi que o poluente em pauta encontrava-se dentro do padrão de qualidade do ar nacional da Índia, exceto próximo à área industrial.

Foram realizados alguns trabalhos de comparação de eficiência entre os diversos modelos de dispersão de poluentes, como por exemplo, Banerjee et al. (2011) que compararam a eficiência dos programas *GFLSM - Gaussian Finite Line Source Model* e o *ISCST-3 Industrial Source Complex model*, para avaliar a concentração de NO<sub>2</sub> na cidade de Pantnagar localizada na Índia. Este trabalho contemplou a elaboração

de um inventário de emissões atmosféricas, o monitoramento do tráfego de veículos, a simulação da dispersão de poluentes e a comparação dos resultados dos modelos de dispersão. Os autores verificaram que os dois modelos apresentam resultados satisfatórios entre si, com uma precisão de cerca de 60%, contudo a precisão dos programas quando comparado o valor estimado com o valor efetivamente medido é da ordem de 14% no programa GFLSM e cerca de 40% aplicando o ISCST-3. Eles concluíram que as metodologias empregadas em seu estudo podem ser muito úteis na priorização das práticas adequadas de gestão da qualidade do ar para novas atividades.

Nesta mesma linha, Jittra et al. (2015) compararam o desempenho dos modelos AERMOD e CALPUFF para a previsão da concentração de  $\text{NO}_x$  e  $\text{SO}_2$  em uma área industrial da província de Rayong na Tailândia, onde encontra-se a maior base de indústria petroquímica da região. Os autores observaram que os dois modelos apresentaram resultados precisos e comparáveis entre o previsto e o real no estudo de dispersão do  $\text{NO}_x$ , o que não ocorreu para o  $\text{SO}_x$ , possivelmente porque os valores reais apresentaram baixas concentrações e dificultaram a comparação com os valores previstos. Este trabalho também demonstrou que o AERMOD apresenta melhores resultados para estimativa de valores extremos e das distribuições das concentrações de poluentes.

Paine et al. (2016) descreveram quatro métodos de abordagem para simular a elevação da pluma com maior precisão. Este trabalho focou principalmente no AERMOD, contudo pode ser aplicado a qualquer modelo de dispersão. De acordo com os autores, os modelos de dispersão contemplam apenas os efeitos adversos de *building downwash*, ou seja, não consideram outros cenários onde as dispersões podem ser substancialmente alteradas. Os quatro procedimentos propostos de caracterização das fontes de emissão afetam a elevação da pluma de poluentes e em áreas altamente industrializada também afetam a sua dispersão.

O primeiro método aborda as fontes com grandes perdas de calor que não são consideradas pelos modelos atuais e atuam formando uma "ilha de calor no entorno", afetando a dispersão. O segundo caso considera o calor liberado próximo ou em prédios

específicos que possam afetar a elevação da pluma próxima às chaminés. O terceiro considera que as plumas com quantidade substancial de umidade podem levar a liberação de calor latente promovendo a elevação maior da pluma quando comparado com a pluma "seca". E a quarta abordagem considera que múltiplas chaminés em linha podem afetar a fusão e elevação da pluma em certas condições.

Na opinião de Wang et al. (2015), o processo atual de modelagem é uma atividade complexa que envolve uma série de dados inter-relacionados que apresentam grande variabilidade, além do fato do crescimento constante dos poluentes atmosféricos relevantes às questões ambientais. Neste sentido eles buscaram desenvolver um procedimento simplificado para modelar a dispersão dos poluentes tendo como base as seguintes premissas: emissões provenientes de fontes pontuais e contínuas, os poluentes são inertes durante o transporte e as concentrações dos diversos poluentes podem ser normalizadas pelos padrões de qualidade do ar ou pelos valores de exposição limite.

A primeira fase visou concatenar os fatores de dispersão com os dados meteorológicos da região, para então desenvolver um algoritmo capaz de interpolar os dados de emissão com os fatores de dispersão. Este estudo foi baseado em 1654 registros de 21 poluentes que foram emitidos por 232 chaminés, monitoradas entre 2007 e 2009 e sua validação foi realizada por comparação com o modelo de dispersão de poluente ISC3, utilizando-se os mesmos dados meteorológicos, de emissão e considerando 20 receptores no entorno de um dos maiores complexos industriais de alta tecnologia de Taiwan, o Taichung, líder mundial em produção de semicondutores, eletrônicos e periféricos elétricos.

A proposta dos autores foi o uso de um índice adimensional denominado Risk Strength (Rs), em uma tradução livre, grau de risco, apresentado na equação 2-37. Apesar não estar diretamente ligado ao efeito sobre a saúde, permite comparar o grau de risco de substâncias diferentes e assim estabelecer o seu grau de importância quanto à poluição de determinada região.

$$Rs \equiv \frac{X}{X_{Ref}} \quad (\text{Equação 2-26})$$

Onde:

$Rs$  = Grau de risco (Risk Strength)

$X$  = Concentração de poluente prevista em mg/m<sup>3</sup>;

$X_{Ref}$  = Concentração de referencia (padrão de qualidade ou limite de exposição) em mg/m<sup>3</sup>;

A utilização do grau de risco ( $Rs$ ) proposto por eles, juntamente com o fator de dispersão permitiu o desenvolvimento de um procedimento de modelagem matemática prático, preciso e de certa forma mais abrangente, uma vez que ele permite estabelecer padrões de comparação para diversos poluentes com base em suas toxicidades.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo contempla a avaliação da alteração da qualidade do ar provocado por uma indústria metalúrgica localizada na região metropolitana de São Paulo. A empresa está localizada em uma região basicamente plana, onde a altitude em um raio de 2 km está entre 750 a 800 metros e sem a presença de morro no entorno que possa afetar a dispersão de poluentes. Outro fator relevante com relação à localização é a sua proximidade com algumas estações de monitoramento de qualidade do ar da CETESB. Ela encontra-se entre as estações de monitoramento de São Caetano do Sul, Mauá, Diadema e São Bernardo do Campo. A figura 3-1 ilustra a área da empresa em azul e sua localização em relação às estações de monitoramento da qualidade do ar.



Figura 3-1: Mancha urbana e localização da empresa

A Figura 3-2 ilustra os limites de propriedade da empresa, sinalizada pela linha preta, seus respectivos prédios e o entorno do empreendimento, onde é possível observar a densidade urbana no entorno e o tipo de ocupação. A área interna da linha azul clara indica uma ocupação industrial, enquanto a área na cor vermelha indica uma ocupação residencial.



Figura 3-2: Implantação dos prédios e tipo de uso do solo no entorno da empresa.

Esta empresa possui 60 tanques de armazenamento de produtos químicos em bom estado de conservação, sendo que apenas 2 deles são enterrados. Estes equipamentos armazenam de forma dedicada 19 tipos de produtos químicos diferentes.

Possui também 56 chaminés no processo industrial, com cerca de 12 metros de altura, das quais, 4 delas atendem caldeiras, 2 atendem os aquecedores de óleo térmico, 2 são dos equipamentos de controle de emissão atmosférica para COV, e 48 são utilizadas nos processos de pintura.

A maioria das chaminés são dotadas de chapéu chinês, exceto aquelas empregadas nas cabines de pinturas do prédio 41, as quais possuem em sua extremidade uma espécie de pescoço de ganso que lança os poluentes dentro de uma caçamba dotada de mantas filtrantes, localizadas próxima a altura externa do telhado.

O estudo de emissão e dispersão de poluentes em pauta foi baseado em dados de amostragem, fatores de emissões, modelo emissão *TANKS4.09d* e no modelo de dispersão *AERMOD* desenvolvidos pela Agência Ambiental Americana (Environmental Protection Agency - EPA), sendo que o segundo foi utilizado uma interface produzida pela *Lakes Environmental*. Também foram utilizados os programas *WATER 9* e *GLOBAL MAPPER* para levantamento de dados complementares para os programas de modelagens de emissão e dispersão.

**WATER 9:** É um programa desenvolvido pelo EPA para estimar as emissões de poluentes atmosféricos em estações de tratamento de efluentes, o qual possui uma vasta biblioteca de dados físico-químicos, principalmente de compostos orgânicos e ainda tem a capacidade de estimar as propriedades de produtos inexistentes em seu banco de dados, através do método de predição *UNIFAC (Universal Function-group Activity Coefficient)*. Dentre as diversas propriedades que esta ferramenta permite estimar, foram utilizadas apenas as de maior interesse para o estudo, no caso as constantes de *ANTOINE*, o massa molar e em alguns casos a pressão de vapor (EPA, 2001).

**GLOBAL MAPPER:** Este programa foi utilizado para tratar o relevo da área objeto do estudo, obtido do *USGS - United States Geological Survey*, o qual foi gerado em uma extensão *.dem (digital elevated model)* e posteriormente importado para o programa de dispersão atmosférica, *AERMOD View*.

O trabalho foi dividido em quatro etapas, levantamento de informações, realização do inventário de emissões, modelagem da dispersão dos poluentes e a análise dos resultados.

#### A1) Levantamento de informações

Na primeira etapa, foi realizado um cadastro das fontes de emissão existentes na empresa contendo suas características construtivas tal como; tipo de tanque e tipo de teto, cor, material do tanque, produto armazenado, dimensões, localização e

posicionamento e estado de conservação. Também foram obtidos os dados de processo, como quantidade de produto consumido (ex. *turnover* dos tanques), tipo de processo (manual ou automático), tempo de funcionamento, pressão e temperatura de trabalho. Neste momento identificou-se que os tanques de armazenamento de produtos químicos desta empresa são de uso dedicado, ou seja, armazena apenas um tipo de produto.

As identificações dos tanques foram realizadas utilizando-se o número do prédio onde o mesmo está instalado, a posição dele no layout e pelo seu número, por exemplo: 122-2-52. Na ausência da numeração do tanque, utilizou-se apenas o prédio e a posição do equipamento e em um caso específico, utilizou-se a descrição 41-TSOLV, para descrever um tanque de armazenamento de solvente existente no prédio 41 por não constar no *lay out* do parque de tanques.

#### A2) Elaboração do inventário de emissões

Nesta etapa, foi elaborado um inventário de emissão de poluentes atmosféricos, contemplando as emissões oriundas das chaminés dos processos produtivos e dos tanques de armazenamento de produto químico. Para tanto, utilizou-se o programa *TANKS 4.09d* para estimar as emissões dos tanques tanto na condição de trabalho, onde as emissões ocorrem devido à variação de volume de líquido, quanto na condição de repouso, onde ocorrem as perdas denominadas de evaporativas. Já os valores referentes às emissões geradas nas chaminés dos processos produtivos foram obtidos dos relatórios de monitoramento de emissões atmosféricas (medidas diretas obtidas por amostragem de chaminé) realizados por laboratórios contratados e através da aplicação de fatores de emissão para as chaminés do banco de prova de motores, local onde são testados os motores produzidos pela empresa em estudo. Estas avaliações são realizadas há algum tempo, o que permitiu realizar uma análise crítica dos dados disponíveis nos relatórios e deste modo obter um valor médio dos dados representativos.

Destaca-se que o inventário de emissões de poluentes consiste em um levantamento detalhado de todas as fontes de emissões pontuais existentes,



abrangendo tanto os tanques de armazenamento de produtos químicos quanto às próprias chaminés dos processos produtivos.

Neste trabalho deixou-se de contemplar as emissões fugitivas, que apesar de importante nos aspectos de poluição atmosférica, não é relevante ao parque fabril em estudo, visto a pequena quantidade de redes de distribuição de produtos e também pela quantidade ínfima perto da emissão natural dos tanques, que também neste caso, demonstrou-se muito baixa, em função das características físico-químicas dos produtos armazenados.

O inventário foi iniciado pelo levantamento das emissões oriundas dos tanques, passando na sequência pelo levantamento das emissões oriundas das fontes pontuais, caracterizadas aqui pelas emissões provenientes de chaminés e concluído com a compilação dos dados de emissão organizado por poluentes.

#### A2.1) Levantamento dos dados meteorológicos utilizados no TANKS

Além das características dos tanques e dos produtos, também foi necessário levantar os dados meteorológicos da região, os quais foram obtidos através do site da CETESB (<http://ar.CETESB.sp.gov.br/qualar/>).

Devido a falta de informações completas em uma única estação de monitoramento da qualidade do ar, localizadas próximo à empresa, montou-se uma composição dos dados meteorológicos necessários para a utilização do programa TANKS.

Os fatores de conversão utilizados para adequar os parâmetros obtidos à unidade de trabalho do TANKS são demonstrados entre as equações 3-1 a 3-3.

Temperatura:

$$F = {}^{\circ}C \times 1,8 + 32 \quad (\text{Equação 3-1})$$

Pressão atmosférica:

$$psi = hPa \times 0,0145038 \quad (\text{Equação 3-2})$$

Radiação Global:

$$\frac{BTU}{ft^2.day} = 0,131 \frac{W}{m^2} \quad (\text{Equação 3-3})$$

A Tabela 3-1 apresenta cada um dos parâmetros meteorológicos utilizados e sua respectiva fonte.

Tabela 3-1: Origem dos dados meteorológicos utilizados no TANKS

Dado Meteorológico	Estação Meteorológica de origem dos dados
Direção e Velocidade dos ventos	São Bernardo do Campo
Radiação Global	2010 - Ibirapuera 2011 e 2012 - Santos
Temperatura do Ar	São Caetano do Sul
Pressão Atmosférica	Ibirapuera

O critério utilizado para a tabulação dos dados médios consistiu em utilizar a leitura horária dos diversos parâmetros obtidos dentro de um período mínimo de 3 anos

consecutivos (2010, 2011 e 2012)<sup>4</sup>. Os parâmetros meteorológicos obtidos foram então agrupados mês a mês e geraram as informações apresentadas na Tabela 3-2.

Tabela 3-2: Dados meteorológicos referentes aos anos de 2010 a 2012<sup>4</sup>, utilizados na simulação de emissões de COV realizado através do TANKS

Mês	Temperatura		Fator de insolação solar $\frac{BTU}{ft^2 \cdot day}$	Velocidade média dos ventos (mph)
	Mínima Diária (F)	Máxima Diária (F)		
Jan	65	80	2912	3,2
Fev	65	83	2694	2,5
Mar	64	82	2266	2,8
Abr	60	78	1713	2,8
Mai	56	72	1262	2,5
Jun	53	72	1059	2,2
Jul	52	72	1151	1,8
Ago	47	75	1520	2,1
Set	54	80	2042	3,0
Out	48	79	2534	2,8
Nov	50	79	2839	3,2
Dez	64	83	2950	2,8
Média Anual	56	78	2079	2,6

---

<sup>4</sup> Em virtude da falta de informação de velocidade e direção dos ventos, utilizaram-se os dados de 2007, 2008 e 2009, a fim de complementar os dados necessários à modelagem, equivalendo aos anos de 2010 a 2012 respectivamente.

## A2.2) A elaboração do inventário de emissões

Para a elaboração do inventário de emissões foi necessário determinar o total de emissões de cada fonte, deste modo empregou-se o programa TANKS para a determinação das emissões dos tanques de armazenamento de produtos. O parque fabril possui alguns tanques quadrados que são utilizados apenas para a transferência do líquido entre o caminhão e o armazenamento. Para a estimativa de emissão destes tanques, simulou-se que os mesmos eram tanques verticais de volume igual ao tanque de transferência. Considerou-se ainda o fator de turnover com base no volume movimentado.

Para a determinação das características físico-químicas dos produtos manipulados utilizou-se, quando existente, os dados do próprio banco de dados do TANKS e na sua ausência utilizou-se o programa *WATER9*, para estimá-las com base no método UNIFAC.

Os dados de *turnover* utilizado no TANKS foram calculados com base no consumo de produtos de 2013, por ter sido o ano de maior volume de produção da unidade, dividido pelo volume físico do tanque.

Para as fontes fixas da empresa foram utilizados dados de emissões com base nos relatórios de emissões, no caso das cabines de pinturas e estufas de secagem. Para as caldeiras, aquecedores de óleo térmico e banco de provas de motores foram utilizados fatores de emissão, uma vez que os dados dos relatórios de monitoramento não apresentaram repetibilidade.

Uma vez determinada às taxas de emissão de cada fonte, bem como seu tempo de operação anual, calculou-se o total emitido por ano, gerando-se assim o inventário de emissões de poluentes atmosféricos ordenado por prédio, tipo de fonte e total de poluente emitido em toneladas por ano.

### A3) Simulação da dispersão de poluentes

Esta fase consistiu em modelar o comportamento da dispersão atmosférica com base no inventário supramencionado. Para esta análise foram obtidos os dados topográficos da região de estudo a partir do USGS (*United State Geological Survey*), refinado e convertido para o formato adequado por meio do programa *Global Mapper*, utilizando-se os dados "*Terra Server-USA/WWS*", disponíveis através do próprio programa.

Por meio desta ferramenta, obteve-se os mapas topográficos da região que compõe a área de interesse, localizada entre os quadrantes S22W45, S22W46, S22W47, S23W45, S23W46, S23W47, S24W45, S24W46, S24W47, gerando-se assim o mapa topográfico apenas da área de interesse, sob extensão \*.dem.

De posse dos dados de: emissão, relevo, meteorológicos e operacionais das fontes, utilizou-se a interface do AERMOD da *Lakes Environmental (AERMODview)* para avaliar o comportamento da dispersão dos principais poluentes gerados na unidade fabril: COV, CO, MP, SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub>.

A simulação da concentração de poluentes no entorno do empreendimento foi realizada com base em dois cenários, o primeiro denominado de lançamento direto, na qual os gases das chaminés são liberados diretamente à atmosfera, sem qualquer tipo de obstáculo, enquanto que no segundo cenário, denominado de lançamento indireto, os gases liberados para a atmosfera sofrem interferência na ponta da chaminé em função do tipo de proteção utilizada, como por exemplo, o uso de chapéu chinês.

Por fim, os dados estimados foram comparados com os padrões de referência de qualidade do ar e com base nestas informações foi analisada a real interferência das emissões das fontes da indústria em estudo sobre a qualidade do ar em sua área de influência.

### A3.1) Levantamento dos dados meteorológicos para o AERMOD

Os dados meteorológicos foram avaliados qualitativamente e representativamente, com base nos dados dos últimos três anos, obtidos da estação meteorológica da CETESB São Bernardo do Campo - Centro da CETESB número 272, que fica localizada na Av. Armando Ítalo Setti, 480, São Bernardo, estando a aproximadamente 5 km de distância à Sudeste do empreendimento. Os dados meteorológicos horários foram adquiridos através do sistema web QUALAR, para o período de 01/06/2014 até 30 de maio de 2017. A simulação com AERMET utilizou um domínio de 30x30km.

A presente estação não monitora temperatura do ponto de orvalho e cobertura de nuvens, os quais são variáveis meteorológicas necessárias para a execução do pré-processador AERMET. Em virtude da falta desses dados, buscou-se estimar os valores de cobertura de nuvem para as horas faltantes empregando-se a metodologia sugerida por Sundqvist et.al (1989) e Zhao et. al (1997), que estima a cobertura de nuvem em função da umidade relativa de acordo com a equação 3-4,

$$CN = 1 - \left( \frac{1-RH}{1-RH_{crit}} \right)^{1/2} \quad (\text{Equação 3-4})$$

onde:

$CN$  é a cobertura de nuvem,

$RH$  é a umidade relativa e

$RH_{crit}$  é umidade relativa crítica (varia de 0,6 a 0,85, adotado o valor de 0,70).

Para o cálculo da temperatura do ponto de orvalho foi utilizada a equação 3-5, descrita por McNoldy (2001),

$$T_d = \frac{b \left[ \ln \left( \frac{RH}{100} \right) + \frac{aT}{b+T} \right]}{a - \ln \left( \frac{RH}{100} \right) - \frac{aT}{b+T}} \quad (\text{Equação 3-5})$$

Onde:

$Td$  é a temperatura do ponto de orvalho ( $^{\circ}\text{C}$ ),  
 $RH$  a umidade relativa (%),  $T$  temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ),  
a e b são constantes e foram consideradas 17,625 e 243,04  
respectivamente, baseando-se na aproximação de August-Roche-  
Magnus, para uma atmosfera nas seguintes condições:

$$0^{\circ}\text{C} < T < 60^{\circ}\text{C} \quad 1\% < RH < 100\% \quad 0^{\circ}\text{C} < Td < 50^{\circ}\text{C}$$

Todos os cálculos foram realizados utilizando os valores medidos pela estação da CETESB de temperatura do ar e umidade relativa horária, sendo, portanto, estimados os valores horários de  $CN$  e  $Td$ .

Após a metodologia adotada, conclui-se que este banco de dados possui boa representatividade, atendendo ao critério da EPA, a qual recomenda que no máximo 10% dos dados sejam inválidos ou faltantes. Qualitativamente, os dados observados apresentaram valores esperados para região, todos dentro da normal climatológica da região, ou seja, dentro dos valores médio calculados para um período mínimo de 30 anos (INMET, 2017).

#### A4) Análise dos resultados

Compararam-se os valores obtidos nos dois cenários simulados com o Decreto do Estado de São Paulo nº 59.113/2013, e para os poluentes onde os limites de qualidade do ar foram superados, fez-se uma análise da contribuição de cada fonte, considerando o cenário de lançamento indireto. Nesta análise também foi simulada a concentração máxima com todas as fontes operando normalmente, mas sem a fonte de maior contribuição.

Também foram simulados alternativas para o enquadramento das emissões de  $\text{NO}_x$  do banco de teste de motores, considerando tanto a adoção de tecnologias de controle de emissão quanto a adequação das chaminés para se obter uma melhor dispersão dos poluentes.

## 4 RESULTADO E DISCUSSÕES

Este capítulo apresenta os dados obtidos durante a elaboração do inventário de emissões e das simulações de dispersão dos poluentes atmosféricos, iniciando pelo cadastramento das fontes, levantamento dos dados de campo e de composição dos produtos ora armazenados ou processados, elaboração do inventário de emissões com base em dados obtidos nos relatórios de emissão de poluentes atmosféricos e na modelagem através do programa TANKS e o estudo de dispersão dos poluentes das fontes constantes no inventário com base no programa AERMOD da *Lakes Environmental*.

### 4.1 LEVANTAMENTO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DOS TANQUES DE ARMAZENAMENTO DE PRODUTO QUÍMICO.

Uma das dificuldades encontradas durante o estudo foi o levantamento das características físico-químicas dos produtos armazenados, visto que a maioria não estava cadastrada no banco de dados do TANKS. Para tanto, utilizou-se o banco de dados do WATER 9 para a obtenção desses dados, através do método de predição UNIFAC, utilizando a ferramenta existente no *software WATER 9*. Outra dificuldade encontrada consistiu na identificação da fórmula molecular de alguns óleos, para determinar as suas propriedades. A solução adotada para estes casos foi à utilização de produtos “com características” estruturais similares. Deste modo, foi possível estimar com boa margem de segurança a quantidade de compostos emitidos para a atmosfera, visto que tanto o produto de interesse quanto o produto similar, utilizado na modelagem, possuem baixíssima volatilidade, devido a sua alta massa molar.

A Tabela 4-1 apresenta a denominação comercial do produto, a denominação empregada no programa *TANKS 4.0.9d* e as principais propriedades físico-químicas dos produtos armazenados para a estimativa das emissões atmosféricas.

Tabela 4-1: Propriedades químicas dos produtos armazenados



Denominação comercial	Denominação utilizada no TANKS	Constante de Antoine			PV (psia)	PML	PMV	Temp. líquido a granel (deg F)
		A	B	C				
Óleo Mobilube HD A 85W90	Óleo Mobilube HD A 85W90	---	---	---	0,0001	387,00	190,00	70,35
Óleo Hidráulico CARPA NZ 68	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	67,11
Cardoz 750	Mistura de óleo mineral	8,48487	4999,993	86,169	3,2E-27	1043,33	1043,33	67,11
Óleo ISO VG 46	Óleo ISO	---	---	---	0,0001	387,00	190,00	70,35
Óleo Usado (reserva)	Mistura de óleo mineral	8,48487	4999,993	86,169	3,2E-27	1043,33	1043,33	70,35
Texamatic B	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35
Óleo Maq. Gleason	Óleo de Corte	8,48487	4999,993	86,169	3,2E-27	1043,33	1043,33	70,35
Diesel S50	Óleo Diesel	6,91	1.748,06	193,57	0,001	198,30	198,30	67,11
Óleo Corte usado (reserva)	Óleo de corte	8,48487	4999,993	86,169	3,2E-27	1043,33	1043,33	70,35
Etilenoglicol	Etilenoglicol Concentrado	8,19856	2008,895	206,7696	0,007	118,18	118,18	70,35
Devalc 1340	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35
Óleo Saphir 10W40	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35
Óleo Shell ATF MS 9602	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35
Óleo Shell Spirax MA	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35
Óleo DELVAC MX	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35
Gasolina	Gasolina	---	---	---	0,3979	83,09	47,30	67,11
Thinner	Thinner	---	---	---	0,9143	89,83	78,43	70,71
Emulsão oleosa	Óleo Solúvel Concentrado	---	---	---	0,0001	387,00	190,00	70,35
Óleo ATF D/M	Óleo mineral parafínico	6,99295	2535,214	150,778	2E-10	422,64	422,64	70,35

PV - Pressão de vapor (psia); PML - Massa molar do líquido; PMV - - Massa molar do vapor

A Tabela 4-2 apresenta a denominação comercial do produto, sua composição básica e o respectivo CAS Number dos componentes.

Tabela 4-2: Relação da composição dos produtos e número CAS

Produto	Composição básica <sup>1</sup>	Código CAS
Óleo Mobilube HD A 85W90	Sulfeto de oleofina 5%	68511-50-2
	Óleo mineral parafínico 95%	64741-88-4
Óleo Hidráulico CARPA NZ 68	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4
		101316-48-7
Cardoz 750	Mistura óleo mineral parafínico (96%)	(101316-72-7) <sup>2</sup>
		64741-88-4
Óleo ISO VG 46	Óleo básico e aditivo Mistura óleo mineral parafínico (90%) Phosphorodithioic acid, o,o-di-C1-14-alkyl esters, zinc salts Residual oils (petroleo), hidrotratad Siloxanes and Silicones, di-Me, hydroxy-terminated	101316-48-7
		(101316-72-7)
		68649-42-3
		64742-54-7
		70131-67-9
Óleo Usado (reserva)	Mistura óleo mineral parafínico (96%)	101316-48-7
		(101316-72-7) <sup>2</sup>
Texamatic B	Óleo mineral parafínico (95%)	64741-88-4
		101316-48-7
Óleo Maq. Gleason	Mistura óleo mineral parafínico (96%)	(101316-72-7) <sup>2</sup>
Diesel S50	Óleo diesel	68334-30-5
		101316-48-7
Óleo Corte usado (reserva)	Mistura óleo mineral parafínico (96%)	(101316-72-7) <sup>2</sup>
		107-21-1
Etilenoglicol	Etilenoglicol 90% (1,2-Ethanediol) Tetraborato de dissódio pentahidratado 1% ácido 2 etilhexanoico 3%	12179-04-3
		19766-89-3
Devalc 1340	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4
Óleo Saphir 10W40	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4
Óleo Shell ATF MS 9602	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4
Óleo Shell Spirax MA	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4
Óleo DELVAC MX	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4
Gasolina	Gasolina 75% Etanol 25% Benzeno 1%	86290-81-5
		64-17-5
		71-43-2

## Continuação da Tabela 4-2

Thinner	Xileno - 30-50%	1330-20-7
	Acetato de Etila 20-40%	141-78-6
	Álcool Etílico 12-20%	64-17-5
	Butilglicol 1-10%	111-76-2
Emulsão oleosa	Trietanolamina (5%)	102-71-6
	óleo Mineral parafínico (95%)	64741-88-4
Óleo ATF D/M	Óleo mineral parafínico (90%)	64741-88-4

<sup>1</sup> Base obtida na FISPQ do produto; <sup>2</sup> Devido a falta de conhecimento da estrutura molecular do produto originalmente utilizado, utilizou-se o código CAS (Chemical Abstracts Service, em tradução livre Serviço de resumo de químico)

A Tabela 4-3 apresenta a localização dos tanques com base no prédio (PR), a denominação dos produtos armazenados, a capacidade de armazenamento, as dimensões C (Comprimento e D (diâmetro), os tipo de tanque (TQ), o *turnover* e volume movimentado.

Tabela 4-3: Relação de tanques, dimensões e volume movimentado.

PR	Pos.	Tanques	Produto armazenado	Volume máximo do tanque (m <sup>3</sup> )	Dimensões C (m) D (m)		TQ	Turn-over (1/ano)	Volume movimentado (m <sup>3</sup> /ano 2013)
21	1	74	Óleo Mobilube HD A 85W90	15	5,50	1,90	H	34,60	519,00
21	2	75	Óleo Mobilube HD A 85W90	15	5,50	1,90	H	34,60	519,00
41	-	TSOLV	Thinner	2	1,60	1,26	H	84,00	168,00
45	1	57	Óleo mineral parafínico	30	6,00	2,50	H	5,23	157,00
45	2	54	Mistura de óleo mineral	30	6,00	2,50	H	2,30	69,00
45	3	64	Óleo ISO	30	6,00	2,50	H	2,05	61,50
55	1	60	Mistura de óleo mineral	20	4,70	2,35	H	0,05	1,00
55	2	61	Mistura de óleo mineral	20	4,70	2,35	H	0,05	1,00
55	3	84R	Mistura de óleo mineral	20	4,70	2,35	H	0,05	1,00
55	4	77	Óleo mineral parafínico	15	3,00	2,60	H	13,17	197,50

Continuação da Tabela 4-3

PR	Pos.	Tanques	Produto armazenado	Volume máximo do tanque (m3)	Dimensões		TQ	Turn-over (1/ano)	Volume movimentado (m³/ano) 2013)
					C (m)	D (m)			
55	5	76	Mistura de óleo mineral	15	3,00	2,60	H	0,07	1,00
55	6	58	Óleo de corte	20	4,70	2,50	H	2,70	54,00
55	7	62	Óleo Solúvel Concentrado	48	7,40	3,00	H	28,33	1.360,00
55	8	55	Óleo mineral parafínico	15	5,00	2,00	H	3,27	49,00
55	9	56	Óleo mineral parafínico	15	5,00	2,00	H	3,27	49,00
55	10	41	Óleo Diesel	260	7,00	7,40	V	7,95	2.066,33
55	11	83R	Mistura de óleo mineral	15	4,60	2,10	H	0,07	1,00
55	12	30	Óleo de corte	15	4,60	2,10	H	0,07	1,00
55	14	79	Mistura de óleo mineral	10,75	5,35	1,60	H	0,09	1,00
55	15	78	Mistura de óleo mineral	10,75	5,35	1,60	H	0,09	1,00
55	16	81	Etilenoglicol	30	4,50	3,00	V	13,53	406,00
55	17	80	Etilenoglicol	30	4,50	3,00	V	13,52	405,50
55	18	-	Sol. Etilenoglicol + água	2,50	2,50	1,20	V	0,40	1,00
55	19	90F	Mistura de óleo mineral	30	4,50	3,00	H	1,80	54,00
55	20	88F	Mistura de óleo mineral	30	4,50	3,00	V	1,80	54,00
55	21	87F	Mistura de óleo mineral	30	4,50	3,00	V	1,80	54,00
55	22	86F	Mistura de óleo mineral	30	4,50	3,00	V	1,80	54,00
55	23	-	Mistura de óleo mineral	30	4,50	3,00	V	1,80	54,00
68	1	67	Mistura de óleo mineral	18	3,60	4,80	H	0,83	15,00
68	2	68	Óleo mineral parafínico	15	5,50	1,90	H	30,07	451,00
68	3	66	Óleo mineral parafínico	20	7,20	1,90	H	0,05	1,00
68	4	65	Óleo mineral parafínico	1,2	1,52	1,00	H	375,83	451,00
68	5	-	Óleo mineral parafínico	1,2	1,52	1,00	H	270,83	325,00

Continuação da Tabela 4-3

PR	Pos.	Tanques	Produto armazenado	Volume máximo do tanque (m3)	Dimensões		TQ	Turn-over (1/ano)	Volume movimentado (m³/ano) 2013)
					C (m)	D (m)			
68	6	-	Óleo mineral parafínico	1,2	1,52	1,00	H	15,00	18,00
68	7	70	Óleo mineral parafínico	20	4,50	2,30	V	16,25	325,00
68	8	69	Óleo mineral parafínico	20	4,50	2,30	V	0,90	18,00
68	9	82	Óleo mineral parafínico	80	8,40	3,60	V	0,23	18,00
68	10	73	Óleo mineral parafínico	18	3,60	2,52	V	0,83	15,00
68	11	46	Óleo mineral parafínico	5	1,90	1,90	V	39,50	197,50
68	12	45	Etilenoglicol	3,6	2,40	1,40	V	112,78	406,00
68	13	44	Etilenoglicol	1,2	1,80	1,24	V	338,33	406,00
68	14	43	Etilenoglicol	1,2	1,80	1,24	V	338,33	406,00
68	15	72	Óleo mineral parafínico	25	4,80	2,65	V	44,56	1.114,00
68	16	71	Óleo mineral parafínico	25	4,80	2,65	V	44,56	1.114,00
68	17	47	Óleo Diesel	25	4,80	2,65	V		1.227,33
68	18	40	Óleo Diesel	25	4,80	2,65	V	49,09	1.227,33
68	19	CX 4	Óleo Diesel	1,2	1,52	1,00	H	1022,50	1.227,00
68	20	CX 3	Mistura de óleo mineral	1,2	1,52	1,00	H	1022,50	1.22700
68	21	CX 2	Mistura de óleo mineral	1,2	1,52	1,00	H	928,33	1.114,00
68	22	CX 1	Mistura de óleo mineral	1,2	1,52	1,00	H	928,33	1.114,00
<b>Continuação da Tabela 4-3</b>				1,2	1,52	1,00	H	12,50	15,00
68	26	-	Óleo Diesel	2,0	2,55	1,00	H	1080,00	2.160,00
68	27	-	Óleo Diesel	2,0	2,55	1,00	H	1080,00	2.160,00
68	28	-	Óleo Diesel	2,0	2,55	1,00	H	1080,00	2.160,00
122	2	52	Óleo Diesel	15,	5,40	2,00	H	8,27	124,00
122	3	42	Óleo Diesel	15	5,40	2,00	H	8,27	124,00

PR	Pos.	Tanques	Produto armazenado	Volume máximo do tanque (m <sup>3</sup> )	Dimensões		TQ	Turn-over (1/ano)	Volume movimentado (m <sup>3</sup> /ano) 2013)
					C (m)	D (m)			
122	6	49	Óleo Diesel	15	5,40	2,00	H	137,76	2.066,33
122	7	48	Óleo Diesel	15	5,40	2,00	H	137,76	2.066,33
140	1	1	Óleo Diesel	30	6,00	2,55	H	40,91	1.227,33
140	2	2	Gasolina	20	4,00	2,55	H	17,75	355,00
140	3	3	Gasolina	10	2,00	2,55	H	35,50	355,00

TQ - Tipo de tanque; H - Horizontal; V - Vertical; D - Diâmetro do tanque; C - Comprimento do tanque

Uma vez que todos os dados foram alimentados no TANK`s, através de uma planilha específica, a fim de organizar e converter todos os dados necessários para o sistema inglês de medidas (pés, galão etc) utilizado pelo programa, gerou-se então o relatório detalhado de emissões anual, o qual apresenta os detalhes, tanto dos tanques quanto dos produtos em estudo tais como: dimensão dos tanques, características dos vent`s, condições de conservação, dados meteorológicos, propriedades físico-química dos produtos estudados e suas constantes, parâmetros de cálculo utilizado e principalmente, os resultados das emissões de compostos orgânicos totais, dividido em:

- Perdas de trabalho (*working loss*): Volume liberado na atmosfera pela volatilização natural do produto, expressa em libras/ano;
- Perdas por respiro (*breathing loss*): Volume de gases liberado na atmosfera oriunda da variação do volume interno do tanque – carga/descarga, expressa em libras/ano.

Os *turnovers* dos tanques foram calculados através da razão entre o volume consumido/movimentado de produto em cada tanque pelo volume útil de cada um deles.

Observa-se que os tanques do Prédio 68, entre as posições 19 a 22 e nas posições 26 a 28, apresentam *turnover* alto (superior a 928 vezes no ano), tal fato ocorre devido a estes tanques serem equipamentos de transferências utilizados para receber a descarregar o produto do caminhão e então transferí-lo para o tanque de armazenamento.

De posse dos dados já mencionados, calculou-se as respectivas taxas de emissão de cada tanque, considerando o cenário de uso normal dos equipamentos, ou seja, a emissão diária ocasionada pelo abastecimento e consumo normal dos produtos, expressa em gramas por segundo.

A Tabela 4-4 apresenta a taxa de emissão de COV dos tanques com resultados superiores a 0,7 kg/ano, os demais tanques foram desprezados.

Tabela 4-4: Taxa emissão de gases dos tanques expressa em gramas por segundo

Identificação tanque	Descrição dos produtos	Diâmetro respiro (m)	Velocidade saída (m/s)	Temperatura de emissão (K)	Taxa de emissão g/s
140_2_2	Tanque de gasolina (uso dos veículos da frota)	0,0508	0,0002	300	0,0124
140_3_3	Tanque de gasolina (uso dos veículos da frota)	0,0508	0,0002	300	0,0124
41_TSOLV	Tanque de recolhimento de solvente sujo	0,0508	0,0001	300	0,0010
55_10_41	Diesel	0,0508	0,0013	300	0,0004
55_16_81	Etilenoglicol	0,0508	0,0000	300	0,0001
55_17_80	Etilenoglicol	0,0508	0,0003	300	0,0001
55_18_	Solução de Etilenoglicol a 50%	0,0508	0,0000	300	0,0001
Continuação da Tabela 4-4		0,0508	0,0003	300	0,0000
68_13_44	Etilenoglicol 50%	0,0508	0,0003	300	0,0002
68_14_43	Etilenoglicol 50%	0,0508	0,0003	300	0,0002
68_17_47	DIESEL S 50	0,0508	0,0013	300	0,0001
68_18_40	DIESEL S 50	0,0508	0,0013	300	0,0001

Identificação tanque	Descrição dos produtos	Diâmetro respiro (m)	Velocidade saída (m/s)	Temperatura de emissão (K)	Taxa de emissão g/s
68_26	Caixa de abastecimento de Diesel	0,0508	0,0055	300	0,0001
68_27	Caixa de abastecimento de Diesel	0,0508	0,0055	300	0,0001
68_28	Caixa de abastecimento de Diesel	0,0508	0,0055	300	0,0001

Para o inventário de emissão de poluentes atmosféricos, considerou-se a parte de COV<sup>5</sup> emitida durante o processo de abastecimento dos veículos da frota interna. A estimativa da fração emitida na transferência da gasolina para o tanque dos veículos foi baseada no método de cálculo constante no item 5.2 do AP 42 (EPA, 1995a). De acordo com esta metodologia, o fator de emissão médio é de 1320 mg de COV por litro de gasolina dispensada, logo considerando o consumo de 710 m<sup>3</sup>/ano de gasolina, a emissão de COV foi da ordem de 937,2 Kg de COV/ano.

Visto que a taxa de emissão de COV proveniente do abastecimento dos tanques de diesel é muito baixa, desprezou-se as emissões oriundas dos abastecimentos de tanque dos veículos automotores.

A Tabela 4-5 apresenta a quantidade anual de emissão de COV oriundas dos tanques de armazenamento de produtos químicos, dos tanques que tiveram emissão superior 1,7 kg/ano.

Tabela 4-5: Resumo da emissão anual de COV proveniente dos tanques de armazenamento.

---

<sup>5</sup> No inventário de emissões e na dispersão de poluentes, os COV - Compostos orgânicos voláteis foram considerados como HCT - Hidrocarbonetos totais.



Identificação Tanques	Descrição do tanque/produto	Quantidade liberada para atmosfera kg/ano
140_2_2	Tanque de gasolina para abastecimento da frota de veículos	391,4
140_3_3	Tanque de gasolina para abastecimento da frota de veículos	391,4
41_TSOLV	Tanque de recolhimento de solvente sujo	30,4
55_10_41	Tanque de Diesel para abastecimento do processo produtivo	13,4
55_16_81	Etilenoglicol	3,7
55_17_80	Etilenoglicol	3,7
55_18_	Solução de etilenoglicol a 50%	2,2
68_13_44	Etilenoglicol 50%	7,2
68_14_43	Etilenoglicol 50%	7,2
68_17_47	Tanque de DIESEL S 50 para atendimento ao processo produtivo	1,7
68_18_40	Tanque de DIESEL S 50 para atendimento ao processo produtivo	1,7
68_26	Caixa de abastecimento de Diesel	1,7
68_27	Caixa de abastecimento de Diesel	1,7
68_28	Caixa de abastecimento de Diesel	1,7
<b>TOTAL</b>		<b>859,8</b>

Apenas os tanques 140\_2\_2 e 140\_3\_3 são enterrados, os demais são tanques verticais aéreos. Cabe mencionar que todos os tanques estudados operam em condições de pressão atmosférica, com temperatura ambiente e possuem o casco na cor cinza claro e em bom estado. O programa *TANKS 4.0.9d* possui um algoritmo específico para tanques enterrados, no qual considera que as emissões de respiro do tanque (*breathing loss*) é nula, uma vez que não há alteração da temperatura do líquido oriunda da influência da radiação solar (EPA, 1999b).

Os tanques do Prédio 68, identificados na tabela 4-3, por CX 1, CX 2, CX 3 e CX 4, são utilizados na transferência de óleo mineral ao processo de produção de

motores (tanques nas posições 19 a 22) e os tanques identificados com as posições 68\_26, 68\_27 e 68\_28 são utilizados na transferência de óleo diesel para o banco de teste de motores (tanques nas posições 26 a 28), enquanto que o tanque 41\_TSOLV é utilizado no armazenamento de solvente sujo. Estes tanques são quadrados logo, possuem formatos que fogem da configuração convencional aplicada no software TANKS, deste modo às emissões foram estimadas através do referido programa, ajustando suas dimensões para um tanque cilíndrico vertical, de mesmo volume. Também, foram consideradas as estimativas de emissão por *breathing loss*, para ser conservador nos dados de emissões destes tanques.

A Tabela 4-5 demonstra que cerca de 90% das emissões de COV, são provenientes dos dois tanques de gasolina utilizados para atendimento da frota enquanto que os tanques de armazenamento utilizados nos processos são responsáveis por menos que 10% do total de emissões dos tanques.

#### 4.2 Levantamento das emissões oriundas das fontes pontuais

A elaboração do inventário de emissões de poluentes também considerou as emissões oriundas das chaminés, atentando-se para as informações referentes aos processos fabris. Nesta etapa foram consideradas as seguintes fontes de emissão de poluentes:

- Bancos de provas de teste de motores
- Cabines e estufas de pintura
- Pós queimadores
- Caldeiras e aquecedores de óleo térmico

Para cada fonte existente obteve-se as informações dos principais poluentes emitidos, bem como as suas respectivas taxas de emissão. Tais informações foram extraídas dos relatórios de monitoramento de emissões atmosféricas obtidas por amostragens de chaminés existentes na companhia, salvo para as caldeiras,

aquecedores de óleo térmico e banco de provas de motores, para os quais foram utilizados fatores de emissão, visto a falta de informação disponível.

Uma vez tabulado os dados obtidos dos relatórios, realizado por laboratórios externos, analisou-se criticamente cada um dos resultados. Cabe ressaltar, que nos prédios 21 e 41 uma mesma cabine de pintura possui mais de uma chaminé com características similares, alterando basicamente apenas a localização, deste modo considerou-se que as taxas de emissão e as velocidades de saída das chaminés de uma mesma cabine são iguais.

Especificamente para as chaminés da linha de pintura do prédio 41, considerou-se que a velocidade de saída dos gases é próxima a zero, visto que a chaminé empregada não é convencional e deste modo não está prevista no modelo matemático utilizado. A chaminé empregada é do tipo "pescoço de ganso", porém a saída dos poluentes é direcionada para dentro de uma caixa revestida no fundo e nas laterais com manta filtrante. Para eliminar o efeito do momentum vertical na sobrelevação da pluma por se tratar de lançamento horizontal, considerou uma velocidade vertical ascendente de lançamento dos gases de 0,01 m/s, que praticamente anula este efeito, de acordo com recomendação do USEPA.

Além disto, foi necessário obter as coordenadas geográficas de cada uma delas, para tanto utilizou-se de uma planta georeferenciada da empresa contendo o cadastro das fontes, o qual foi exportado para o Google Earth, possibilitando identificar neste programa o locais de interesse e assim registrar as coordenadas geográficas expressas em UTM - Universal Transversa Mercator.

A Tabela 4-6 descreve a finalidade de cada processo, as características construtivas dos tanques de armazenamento de produtos químicos, a e das chaminés tais como altura, diâmetro interno, velocidade e temperatura de saída dos gases, bem como a altitude e coordenadas.

Tabela 4-6: Relação das fontes de emissão e suas características físicas

PR	Fonte	Finalidade do processo	Elev. (m)	Alt. (m)	Diam. (m)	Vel. Saída (m/s)	Temp. saída (k)	
25	Caldeira 1	Geração de vapor para o processo produtivo, através da queima de gás natural.	755	27,4	0,9	5,6	450	
25	Caldeira 5		756	27,4	2,1	1,1	494	
47	Caldeira 10		749	15,2	0,5	15,4	398	
47	Caldeira 11		749	15,2	0,5	15,4	398	
116	Aquecedor óleo térmico 3	Processo de aquecimento de óleo térmico, através da queima de gás natural.	767	18,8	0,9	7,0	585	
116	Aquecedor óleo térmico 5		767	18,8	0,9	7,0	585	
34	Pos-Queimador RTO	Controle das emissões de COV. Sistema aquecido através da queima de gás natural.	759	11,5	1,0	9,43	507	
34	Cabine Pintura Conj.soldado	Processo de pintura manual em cabine dotada de cortina d'água.	759	11,5	0,5	3,89	377	
34	Cabine Pintura Travessa		758	11,5	0,6	11,25	302	
41	Pos-Queimador RTO	Controle das emissões de COV. Sistema aquecido através da queima de gás natural.	769	19,0	1,1	5,68	498	
41	Cabine Pintura Conj. soldado (A)	Processo de pintura manual em cabine dotada de cortina d'água.	769	19,2	0,77	5,82	302	
41	Cabine Pintura Conj.soldado (B)		768	19,2	0,77	5,82	302	
41	Cabine Pintura Esmalte (A)	Processo de pintura manual em cabine dotada de filtros seco no	769	20,9	0,77	0,00	303	
41	Cabine Pintura Esmalte (B)		770	20,9	0,77	0,00	303	
41	Cabine Pintura Esmalte (C)		770	20,9	0,77	0,00	303	
41	Cabine Pintura Esmalte (D)		771	20,9	0,77	0,00	303	
Continuação da Tabela 4-6			771	20,9	0,77	0,00	303	
	Esmalte (E)			771	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (F)			771	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (G)		770	20,9	0,77	0,00	303	

PR	Fonte	Finalidade do processo	Elev. (m)	Alt. (m)	Diam. (m)	Vel. Saída (m/s)	Temp. saída (k)
41	Cabine Pintura Esmalte (H)	Processo de pintura manual em cabine dotada de filtros seco no piso e laterais.	770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (I)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (J)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (K)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (L)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Esmalte (M)		769	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (A)		771	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (B)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (C)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (D)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (E)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (F)		770	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (G)		769	20,9	0,77	0,00	303
41	Cabine Pintura Primer (H)		768	20,9	0,77	0,00	303
21	Cabine Pintura Eixos Sprinter (A)		Processo de pintura manual em cabine dotada de cortina d'água	755	10,6	1,0	2,67
21	Cabine Pintura Eixos Sprinter (B)	755		10,6	1,0	2,67	302
	Cabine Pintura	755		10,6	0,77	11,97	302
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Pesados (B)	755		10,6	0,77	11,97	302
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Pesados (C)	755		10,6	0,77	11,97	302

Continuação da Tabela 4-6

PR	Fonte	Finalidade do processo	Elev. (m)	Alt. (m)	Diam. (m)	Vel. Saída (m/s)	Temp. saída (k)
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Pesados (D)	Processo de pintura manual em cabine dotada de cortina d'água.	755	10,6	0,77	11,97	302
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Pesados (E)		755	10,6	0,77	11,97	302
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Pesados (F)		755	10,6	0,77	11,97	302
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (A)		755	10,6	0,77	11,32	303
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (B)		755	10,6	0,77	11,32	303
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (C)		755	10,6	0,77	11,32	303
21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (D)		755	10,6	0,77	11,32	303
46	Cabine Pintura Ônibus (A)		Processo de pintura manual em cabine dotada de cortina d'água.	755	16,9	1,2	11,58
46	Cabine Pintura Ônibus (B)	755		16,9	1,2	11,58	303
46	Cabine Pintura Ônibus (C)	755		16,9	1,2	11,58	303
46	Cabine Pintura Ônibus (D)	755		16,9	1,2	11,58	303
46	Cabine Pintura Ônibus (E)	755		16,9	1,2	11,58	303
46	Cabine Pintura Ônibus (F)	755		16,9	1,2	11,58	303
67	Cabine Pintura Motor (A)	Processo de pintura manual em de cortina	754	11,4	0,6	11,72	302
67	Cabine Pintura Motor (B)		753	11,4	0,6	11,72	302
67	Cabine Pintura Motor (C)		754	11,4	0,6	11,72	302
67	Cabine Pintura Motor (D)		753	11,4	0,6	11,72	302
67	Banco Provas Lab (A1)	Banco de prova composto por conjunto de dinamômetros	754	11,9	0,6	6,09	318

Continuação da Tabela 4-6

PR	Fonte	Finalidade do processo	Elev. (m)	Alt. (m)	Diam. (m)	Vel. Saída (m/s)	Temp. saída (k)
67	Banco Provas Lab (A2)	onde ocorre o teste funcional de motores a diesel.	754	11,9	0,6	6,09	318
67	Banco Provas Lab (A3)		754	11,9	0,6	6,09	318
67	Banco Provas Lab (A4)		754	11,9	0,6	6,09	318
67	Banco Provas Lab (B1)		754	11,9	0,6	6,09	318
67	Banco Provas Lab (B2)		753	11,9	0,6	6,09	318
67	Banco Provas Lab (B3)		753	11,9	0,6	6,09	318
67	Banco Provas Lab (B4)		753	11,9	0,6	6,09	318
140	Tanque de gasolina		Tanque cilíndrico, enterrado.	749	4,0	0,05	0,00
140	Tanque de gasolina	Tanque cilíndrico, enterrado.	749	4,0	0,05	0,00	300
41	Tanque de recolhimento de solvente sujo	Tanque aéreo quadrado.	770	1,6	0,05	0,00	300
67	Diesel	Tanque aéreo horizontal.	765	7,0	0,05	0,00	300
67	Etilenoglicol	Tanque aéreo vertical.	765	4,5	0,05	0,00	300
67	Etilenoglicol	Tanque aéreo vertical.	765	4,5	0,05	0,00	300
67	Solução de etilenoglicol a 50%	Tanque aéreo vertical.	765	2,5	0,05	0,00	300
67	EtilenoGlicol	Tanque aéreo vertical.	750	2,4	0,05	0,00	300
67	Solução de etilenoglicol a 50%	Tanque aéreo vertical.	750	1,8	0,05	0,00	300
Continuação da Tabela 4-6			750	1,8	0,05	0,00	300
67	DIESEL S 50	Tanque aéreo horizontal.	750	4,8	0,05	0,00	300
67	DIESEL S 50	Tanque aéreo horizontal.	750	4,8	0,05	0,00	300

PR	Fonte	Finalidade do processo	Elev. (m)	Alt. (m)	Diam. (m)	Vel. Saída (m/s)	Temp. saída (k)
68	Caixa de abastecimento de Diesel	Caixa de recebimento e transferência de diesel para tanque de armazenamento.	750	1,5	0,05	0,01	300
68	Caixa de abastecimento de Diesel	Caixa de recebimento e transferência de diesel para tanque de armazenamento.	750	1,5	0,05	0,01	300
68	Caixa de abastecimento de Diesel	Caixa de recebimento e transferência de diesel para tanque de armazenamento.	750	1,5	0,05	0,01	300

EL. - Elevação do terreno; ALT. - Altura da Chaminé; DIAM. - Diâmetro interno da Chaminé; VEL. - Velocidade de saída dos gases da chaminé; TEMP. - Temperatura de saída dos gases; Pr - Prédio.

#### 4.2.1 Determinação das taxas de emissão das caldeiras e aquecedores:

A empresa possui quatro caldeiras em operação e dois aquecedores de óleo térmico, para as quais foram adotados fatores de emissão para o cálculo das emissões empregadas no inventário. De acordo com a EPA (1995a), os fatores de emissão para gás natural com poder calorífico de 1020 Btu/sfc em caldeiras de pequeno porte (<100 MMBTU/h) e sem controle de emissão são de:

NO <sub>x</sub>	:	100 lb/10 <sup>6</sup> scf <sup>(6)</sup>	=	1,600 g/Nm <sup>3</sup>
CO	:	84 lb/10 <sup>6</sup> scf	=	1,344 g/Nm <sup>3</sup>
MP	:	7,6 lb/10 <sup>6</sup> scf	=	0,122 g/Nm <sup>3</sup>
COV	:	5,5 lb/10 <sup>6</sup> scf	=	0,088 g/Nm <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	:	0,6 lb/10 <sup>6</sup> scf	=	0,009 g/Nm <sup>3</sup>

Fonte: (EPA, 1995a)

<sup>6</sup> Para converter lb/10<sup>6</sup> scf para Kg/10<sup>6</sup> Nm<sup>3</sup> multiplica-se por 16 (EPA, 1995a).



Os fatores de emissão devem ser ajustados de acordo com o PCI - poder calorífico inferior do gás. Considerando que o gás natural distribuído pela Petrobrás possui um PCI de 8615,13 kcal/Nm<sup>3</sup> (915 Btu/scf) os fatores de emissão são de:

NO <sub>x</sub>	: 1,435 g/Nm <sup>3</sup>
CO	: 1,206 g/Nm <sup>3</sup>
MP	: 0,109 g/Nm <sup>3</sup>
COV	: 0,079 g/Nm <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	: 0,008 g/Nm <sup>3</sup>

A Tabela 4-7 apresenta as características operacionais das caldeiras e dos aquecedores, bem como o consumo médio de gás natural e os respectivos fatores de emissão em g/s, calculados com base nos fatores de emissão do EPA.

Os valores das emissões encontrados nas amostragens das caldeiras e aquecedores de óleo térmico apresentaram valores discrepantes entre si, ou seja, não houve repetibilidade plausível dos resultados encontrados em um mesmo equipamento.

Soma-se a isto, não há informação disponível das condições operacionais durante o momento das coletas. Deste modo, inviabilizou a utilização dos valores de emissão real tanto para o cálculo do inventário de emissões, quanto para o respectivo estudo de dispersão de poluentes atmosféricos.

Tabela 4-7: Potência, Consumo médio de GN e taxas de emissões das caldeiras e aquecedores de óleo térmico.

PR.	Equipamento**	Potência MMBtu/h	Consumo médio gás natural (Nm <sup>3</sup> /h)	Taxa de emissão g/s*				
				NO <sub>x</sub>	COV	SO <sub>x</sub>	MP	CO
25	Caldeira 1	38,0	575	0,229	0,013	0,001	0,012	0,193
25	Caldeira 5	38,0	575	0,229	0,013	0,001	0,012	0,193
47	Caldeira 10	16,7	250	0,099	0,005	0,001	0,008	0,084
47	Caldeira 11	16,7	250	0,099	0,005	0,001	0,008	0,084
116	Aquecedor 3	19,8	302	0,120	0,007	0,001	0,009	0,101
116	Aquecedor 5	19,8	302	0,120	0,007	0,001	0,009	0,101

\* Valor baseado no consumo médio de gás do equipamento

\*\* As caldeiras e aquecedores não possuem equipamento de controle de poluição.

PR – Prédio

#### 4.2.2 **Determinação das taxas de emissão do banco de teste de motores:**

O banco de teste de motores é uma fonte de emissão relevante na empresa em estudo. É composto por 32 estações de trabalho, porém com apenas 25 delas ativas.

O tempo médio de teste de um motor é de 50 minutos, mais o tempo de preparação e a expedição que são de apenas 20 minutos/unidade, deste modo a capacidade de teste do banco de provas é de 21,4 motores/ hora trabalhada.

Para a estimativa de dispersão de poluentes foram considerados dois cenários de emissão. O primeiro cenário considera o lançamento dos poluentes direto na atmosfera e o segundo considerando que as emissões dos motores são tratadas em equipamentos de controle de emissão de poluentes antes de sua liberação para a atmosfera. Tal simulação busca quantificar o impacto dos poluentes no entorno com e sem o devido tratamento, o que indicará a real necessidade de tratamentos destas emissões, assim como pode servir para direcionar a escolha da melhor tecnologia para o processo.

Contudo, no inventário de emissões, considerou-se apenas o lançamento direto na atmosfera (cenário 1), visto que o banco de provas atual não utiliza nenhum sistema de controle de poluentes.

Os fatores de emissão adotados foram obtidos através do relatório Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2014, sendo que para o primeiro cenário foi adotado os valores de fator de emissão de 2011 e para o segundo cenário, foram adotados os fatores de emissão referente ao ano de 2013, uma vez que a partir de 2012 os veículos movidos a diesel passaram a utilizar catalisadores e amônia para garantir o atendimento à fase P7 do PROCONVE . (CETESB, 2015b).

No relatório de emissões veiculares no estado de São Paulo de os veículos são classificados de acordo com sua capacidade de carga, onde temos:

- Caminhões Semileves (3,8 t < PBT < 6 t)
- Caminhões Leves (6 t <= PBT < 10 t)
- Caminhões Médios (10 t <= PBT < 15 t)
- Caminhões Semipesados (PBT >= 15 e PBTC < 40t)
- Caminhões Pesados (15 t >= PBT e PBTC >= 40 t)

Fonte: (CETESB, 2014b)

Devido à indisponibilidade dos fatores de emissão de SO<sub>2</sub> nas publicações de referência, fato que ainda persiste, estimou-se o fator de emissão deste poluente com base no teor de enxofre do combustível seguindo a proposta de cálculo apresentada no relatório, Emissões veiculares no Estado de São Paulo 2011, emitido pela CETESB (CETESB, 2012).

Considerando que em 2011 era utilizado o diesel S 500, (limite máximo de enxofre de 500 mg/Kg) e que a partir de 2013 o diesel empregado é o S-10 (limite máximo de enxofre de 10 mg/Kg), estimou-se a emissão dos motores, desconsiderando o sistema de controle de poluente, através da equação 4-1 (CETESB, 2015b):

$$SO_2 = \frac{\text{Consumo diesel} \times 2 \times \text{Concentração S no diesel}}{10^6} \quad (\text{Equação 4-1})$$

Onde:

SO<sub>2</sub> : fator de emissão total de dióxido de enxofre expresso em g/kWh

Cons. Diesel : Consumo de óleo Diesel expresso em g/kWh

Conc. S : Concentração de enxofre presente no diesel em mg/Kg

A Tabela 4-8 apresenta os fatores de emissão de SO<sub>2</sub> estimado pela equação 4-1, enquanto que a Tabela 4-9 apresenta os fatores de emissão dos demais poluentes para motores ciclo diesel empregados no relatório de emissão veicular da CETESB, assim como o consumo de diesel expresso em g/kWh por tipo de veículo.

Tabela 4-8: Fatores de emissões de SO<sub>2</sub> de motores diesel determinados com base na equação 4-1.

		SO <sub>2</sub> (g/kWh)	
		2011	2013
Caminhões	Semileves	0,239	0,005
	Leves	0,232	0,004
	Médios	0,231	0,004
	Semipesados	0,227	0,004
	Pesados	0,215	0,004
Ônibus	Urbanos	0,224	0,005
	Rodoviários	0,214	0,004

Tabela 4-9: Fator de emissões de poluentes dos motores diesel de acordo com o tipo de produto e respectivo consumo de diesel expresso em g/kWh.

		CO (g/kWh)		HC (g/kWh)		NOx (g/kWh)		MP (g/kWh)		Consumo g/kWh	
		2011	2013	2011	2013	2011	2013	2011	2013	2011	2013
Caminhões	Semileves	0,98	0,03	0,111	0,013	4,388	1,244	0,096	0,009	239	235
	Leves	0,767	0,169	0,132	0,011	4,566	1,405	0,074	0,011	232	222
	Médios	0,767	0,122	0,164	0,013	4,676	1,592	0,086	0,013	231	217
	Semipesados	0,944	0,100	0,094	0,016	4,456	1,493	0,079	0,015	227	217
	Pesados	0,692	0,257	0,138	0,026	4,56	1,392	0,063	0,015	215	210
Ônibus	Urbanos	0,939	0,294	0,117	0,008	4,740	1,464	0,085	0,011	224	234
	Rodoviários	0,512	0,243	0,162	0,028	4,518	1,421	0,091	0,014	214	214

Fonte: (CETESB, 2015b)

A Tabela 4-10 apresenta a potência média e a quantidade dos motores testados no banco de provas no ano de 2013, agrupados por tipo de aplicação veicular, conforme os critérios estabelecidos no relatório Emissões veiculares no Estado de São Paulo 2012 da CETESB.

Tabela 4-10 : Quantidade de motores diesel testados em 2013, classificado por tipo de produto e potência conforme critérios da CETESB

Classificação produto	Potência média do motor (kw)	Quantidade de motor produzido - 2013
Caminhões SemiLeves	55 Kw	1.508
Caminhões Leves	115 Kw	15.028
Caminhões Médios	136 Kw	3.416
Caminhões SemiPesados	187 KW	12.814
Caminhões Pesados	320 Kw	15.711
Ônibus	231 Kw	2.628 <sup>a</sup> 17.712 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> - Urbano ; <sup>b</sup> - Rodoviário

Fonte: Dados obtido do fabricante

A taxa de emissão de poluentes do banco de provas foi obtida por meio da equação 4-2, a qual leva em consideração a potência do motor, a taxa de emissão e o tempo de funcionamento.

$$\text{Emissão g/s} = \sum (m_i \cdot P_i \cdot t \cdot f e_i \cdot \frac{1}{3600} \cdot \frac{1}{T_o}) \quad (\text{Equação 4-2})$$

Onde:

$m_i$  : Quantidade de motores "tipo i" testados no ano (ano<sup>-1</sup>)

$P_i$  : Potência do motor "tipo i" em kW

$t$  : Tempo médio de operação do motor em teste (0,83 h)

$f e_i$  : Fator de emissão do motor "tipo i" em g/kWh

$T_o$  : Tempo de operação anual do banco de teste (h/ano)

Fonte: Propriedade do Autor

Aplicando a equação 4-2, obteve-se as seguintes taxas de emissão para o banco de provas do Pr 67, apresentados na Tabela 4-11.

Tabela 4-11: Taxas de emissões do banco de prova de motores a diesel expresso em g/s, estimada até o ano de 2011 (diesel S500) e após 2013 (diesel S10)

Poluente	2011	2013	Redução
CO	0,614	0,184	70%
HC	0,118	0,019	84%
NO <sub>x</sub>	3,947	1,240	69%
MP	0,067	0,012	82%
SO <sub>2</sub>	0,191	0,004	98%

#### 4.2.3 Determinação das taxas de emissões das Cabines de pintura, estufas e pós-queimadores:

Os dados de emissão das cabines de pintura, das estufas e dos pós-queimadores foram obtidos de relatórios interno de monitoramento de emissões. Para tanto, os dados históricos foram avaliados minuciosamente, de modo a descartar os valores discrepantes e utilizar os dados válidos para estimar a taxa de emissão média de cada uma das fontes.

A Tabela 4-12 apresenta as taxas de emissão das chaminés existentes na indústria.

Tabela 4-12: Taxas de emissões das chaminés (g/s) por prédio e fonte

Prédio	Descrição	HCT	NO <sub>x</sub>	CO	MP	SO <sub>x</sub>
Pr21	Cabine Pintura Eixos Vans (A)	0,026	NA	NA	0,015	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Vans (C)	0,026	NA	NA	0,015	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic Pesados (A)	0,135	NA	NA	0,046	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic Pesados (B)	0,135	NA	NA	0,046	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic Pesados (C)	0,135	NA	NA	0,046	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic Pesados (D)	0,135	NA	NA	0,046	NA
Continuação da Tabela 4-12						
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic Pesados (E)	0,135	NA	NA	0,046	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic Pesados (F)	0,135	NA	NA	0,046	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (A)	0,161	NA	NA	0,053	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (B)	0,161	NA	NA	0,053	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (C)	0,161	NA	NA	0,053	NA
Pr21	Cabine Pintura Eixos Veic. Leves (D)	0,161	NA	NA	0,053	NA
Pr25	Caldeira 5	0,013	0,229	0,193	0,012	0,001
Pr25	Caldeira 1	0,013	0,229	0,193	0,012	0,001
Pr34	Pós-Queimador RTO	0,005	0,001	0,115	ND	ND

Prédio	Descrição	HCT	NO <sub>x</sub>	CO	MP	SO <sub>x</sub>
Pr34	Cabine Pintura Conjunto Soldado	0,003	NA	NA	0,004	NA
Pr34	Cabine Pintura Travessa	0,055	NA	NA	0,021	NA
Pr41	Pós-Queimador RTO	0,008	0,188	0,017	ND	ND
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (A)	0,177	NA	NA	0,03	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (B)	0,177	NA	NA	0,03	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (C)	0,177	NA	NA	0,03	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (D)	0,177	NA	NA	0,03	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (E)	0,177	NA	NA	0,03	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (F)	0,145	NA	NA	0,05	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (G)	0,145	NA	NA	0,05	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (H)	0,043	NA	NA	0,031	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (I)	0,043	NA	NA	0,031	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (J)	0,087	NA	NA	0,026	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (K)	0,068	NA	NA	0,016	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (L)	0,068	NA	NA	0,016	NA
Pr41	Cabine Pintura Esmalte (M)	0,068	NA	NA	0,016	NA
Pr41	Cabine Pintura Conj. Soldado (A)	0,006	NA	NA	0,004	NA
Pr41	Cabine Pintura Conj. Soldado (B)	0,006	NA	NA	0,004	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (A)	0,038	NA	NA	0,039	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (B)	0,038	NA	NA	0,039	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (C)	0,038	NA	NA	0,013	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (D)	0,038	NA	NA	0,013	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (E)	0,029	NA	NA	0,018	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (F)	0,029	NA	NA	0,018	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (G)	0,049	NA	NA	0,066	NA
Pr41	Cabine Pintura Primer (H)	0,049	NA	NA	0,066	NA
Pr46	Cabine Pintura Ônibus (A)	0,18	NA	NA	0,065	NA
Pr46	Cabine Pintura Ônibus (B)	0,18	NA	NA	0,065	NA
Pr46	Cabine Pintura Ônibus (C)	0,18	NA	NA	0,065	NA
Pr46	Cabine Pintura Ônibus (D)	0,114	NA	NA	0,043	NA
Continuação da Tabela 4-12		0,114	NA	NA	0,043	NA
Pr46	Cabine Pintura Ônibus (F)	0,114	NA	NA	0,043	NA
Pr47	Caldeira 10	0,005	0,099	0,084	0,008	0,001
Pr47	Caldeira 11	0,005	0,099	0,084	0,008	0,001
Pr67	Cabine Pintura Motor (A)	0,067	NA	NA	0,008	NA
Pr67	Cabine Pintura Motor (B)	0,067	NA	NA	0,008	NA
Pr67	Cabine Pintura Motor (C)	0,067	NA	NA	0,008	NA
Pr67	Cabine Pintura Motor (D)	0,067	NA	NA	0,008	NA
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (A1)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023

Prédio	Descrição	HCT	NO <sub>x</sub>	CO	MP	SO <sub>x</sub>
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (A2)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (A3)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (A4)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (B1)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (B2)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (B3)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr67 <sup>1</sup>	Banco Provas Lab. (B4)	0,015	0,493	0,077	0,008	0,023
Pr116	Aquecedor Óleo Térmico 3	0,007	0,12	0,101	0,009	0,001
Pr116	Aquecedor Óleo Térmico 5	0,007	0,12	0,101	0,009	0,001
<b>TOTAL</b>		<b>4,744</b>	<b>4,581</b>	<b>1,126</b>	<b>1,658</b>	<b>0,190</b>

Obs.:NA : Não aplicável ; ND: não detectado

<sup>1</sup> Considerando que o banco de provas possui 8 chaminé, o fator de emissão de cada chaminé é equivalente ao total emitido dividido pelo número de dutos de emissão.

<sup>2</sup> As taxas de emissão são baseadas nos fatores de emissão de 2011, exceto para SO<sub>2</sub> do Pr67, onde aplicou-se o fator de 2013 em virtude das características do Diesel em 2013

### 4.3 CONSOLIDAÇÃO DO INVENTÁRIO DE EMISSÕES

O inventário das emissões de poluentes proveniente das fontes fixas, exceto do parque de tancagem, é apresentado na Tabela 4-13 e foi obtida correlacionando o tempo de operação da fonte com sua perspectiva taxa de emissão.

A carga de poluente emitida foi calculada, considerando a somatória das taxas de emissão de todas as fontes multiplicadas pelo tempo de funcionamento no ano, exceto para as caldeiras e aquecedor, onde foi utilizado o valor médio das emissões por tipo de equipamento, visto que há sempre um equipamento desligado (reserva) e um em funcionamento.

No ano de 2013, os processos produtivos operaram em 2 turnos de oito horas cada, apenas de segunda a sexta feira, sendo que no ano houve 240 dias úteis.



Os equipamentos de processo, tais como banco de prova, estufas, cabines de pintura e RTO<sup>7</sup>, operaram em dois turnos de oito horas cada, totalizando 3840 horas.

A central de óleo térmico é dotada de dois equipamentos que operaram 24 horas por dia, durante os dias úteis, sendo que sempre há um deles em *stand-by*, logo totalizando neste processo 5760 horas.

As centrais de geração de calor, localizadas nos prédios 25 e 47 possuem duas caldeiras cada, sendo que operam sempre com uma em *stand-by* por prédio, 24 horas por dia e 365 horas por ano, totalizando assim 8.760 horas.

A Tabela 4-13 apresenta o inventário das emissões atmosféricas agrupadas por prédio e por fonte, expressa em toneladas por ano.

Tabela 4-13: Inventário de emissão de poluente por origem (t/ano) no ano de 2013

---

<sup>7</sup> RTO: Reator Termo-oxidante aplicado para oxidação de COV

PR.	Fonte	Tempo médio de operação anual (h)	Poluente t/ano				
			HCT	NO <sub>x</sub>	CO	MP	SO <sub>x</sub>
21	Cabines de Pintura	3.840	20,82	NA	NA	7,16	NA
25	Caldeiras	8.760	0,41	7,22	6,09	0,38	0,03
34	Cabines de Pintura	3.840	0,80	NA	NA	0,35	NA
34	Pós-queimador - RTO <sup>1</sup>	3.840	0,07	0,01	1,59	ND	ND
41	Tanque Coleta solvente sujo	---	0,03	NA	NA	NA	NA
41	Cabines de Pintura	3.840	25,88	NA	NA	9,21	NA
41	Pós-queimador - RTO <sup>1</sup>	3.840	0,11	2,60	0,24	ND	ND
46	Cabines de Pintura	3.840	12,19	NA	NA	4,48	NA
47	Caldeiras	8.760	0,16	3,12	2,65	0,25	0,03
55	Tanques produtos diversos	---	0,02	NA	NA	NA	NA
67	Banco de prova de motores a diesel	3.840	1,66	54,52	8,52	0,88	2,54
67	Cabines de Pintura	3.840	3,70	NA	NA	0,44	NA
68	Tanques produtos diversos	---	0,02	NA	NA	NA	NA
116	Aquecedor de óleo térmico	5.760	0,15	2,49	2,09	0,19	0,02
140	Tanques de gasolina	---	0,78	NA	NA	NA	NA
140	Tanques de veículos (abastecimento)	---	0,78	NA	NA	NA	NA
<b>TOTAL</b>			<b>67,58</b>	<b>69,96</b>	<b>21,18</b>	<b>23,34</b>	<b>2,62</b>

Obs.: ND = Não aplicável ou não detectado

<sup>1</sup> Refere-se as emissões oriundas das estufas de secagem, após o tratamento no pós queimador.

<sup>2</sup> Emissão dos tanques de produto químicos considerado como HCT

#### 4.4 ESTUDO DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICO ATRAVÉS DA SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DO AR, UTILIZANDO O MODELO *AERMOD*

A simulação dos efeitos da dispersão dos poluentes da indústria em estudo foi realizada com o objetivo de avaliar a concentração dos poluentes no seu entorno, bem como conhecer sua área de abrangência e deste modo, propor alternativas de controle. Esta fase foi estruturada nas seguintes etapas: (1) localização da empresa, dos prédios e das fontes de emissão, (2) levantamento topográfico e meteorológico, (3) determinação da grade de receptores; (4) determinação do coeficiente de dispersão; (5) Efeitos de *Building e Stack-tip Downwash*; (6) Obtenção e Inserção dos dados construtivos e operacionais (7) Simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos.

##### 4.4.1 **Localização das chaminés do processo produtivo**

A inserção do *lay out* da empresa no programa *AERMOD*, foi realizado pela importação de um desenho georeferenciado, elaborado com extensão \*.dxf, o qual foi posteriormente ajustado com o auxílio do *Google Earth*, Este programa permitiu fazer o levantamento das coordenadas geográficas dos prédio e chaminés, utilizando o sistema de coordenadas cartesianas *Universal Transversa de Mercator* (UTM), o qual é expresso em metros. De acordo com Winge (2016), o sistema de coordenadas UTM divide-se em 60 zonas UTM, múltiplas de 6 graus de longitude, tendo os eixos cartesianos de origem o Equador, para as coordenadas UTM-N (Norte) e o meridiano central de cada zona, para as coordenadas UTM-E (Leste). Ele menciona ainda que a importância de identificar corretamente a ZONA UTM, visto que as coordenadas UTM-E e UTM-N repetem-se igualmente em todas elas.

A Figura 4-1 ilustra a localização das chaminés estudadas em cada prédio. Elas estão organizadas por simbologia e cores de acordo com o tipo de grupo de emissão estudado. Os pontos vermelhos indicam a localização das chaminés enquanto que os símbolos ao lado indicam o tipo de fonte.

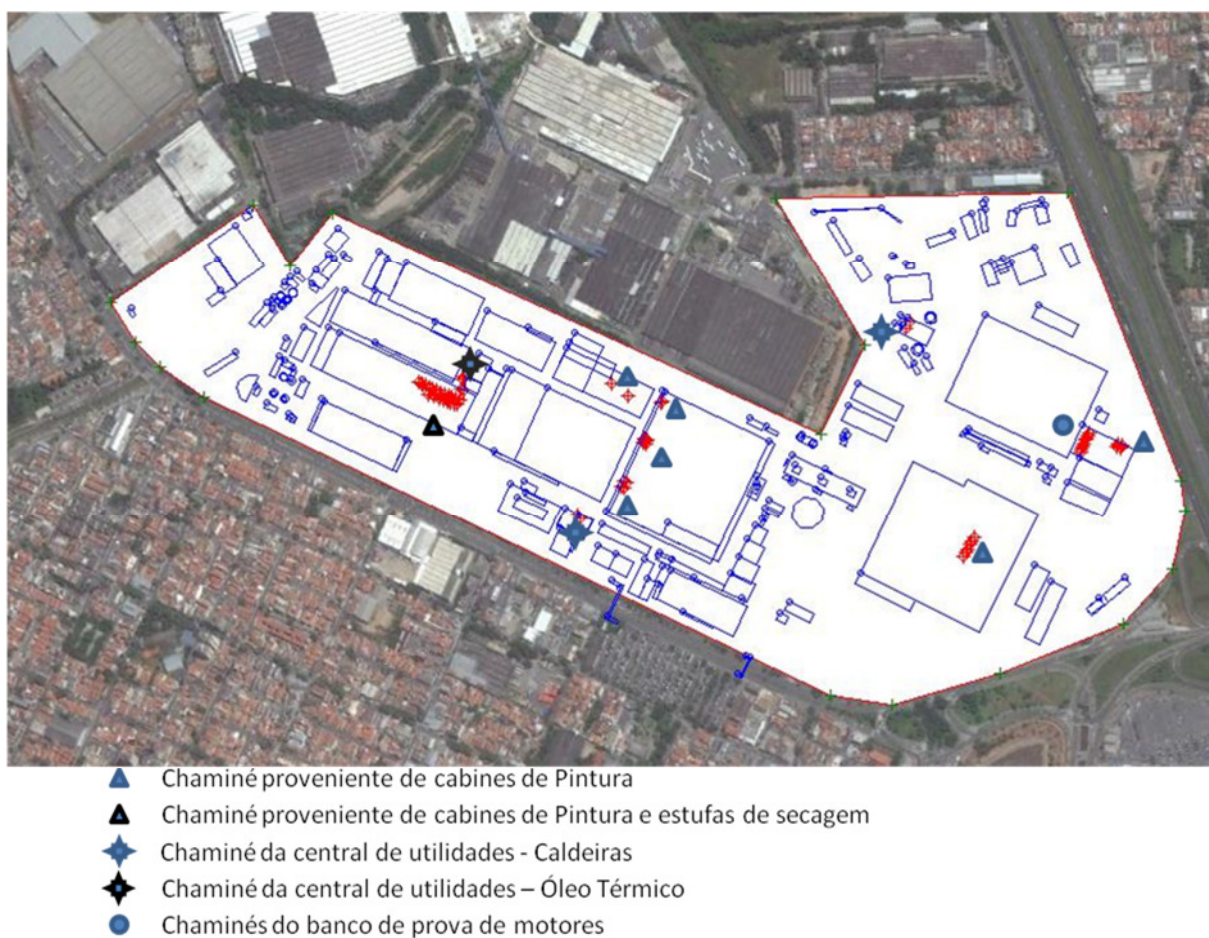


Figura 4-1: Localização das chaminés

#### 4.4.2 Levantamento topográfico

A Figura 4-2 ilustra o mapa topográfico que foi importado para o programa *AERMOD* de todo o *Site Domain* (tradução livre: Sítio de domínio), o qual possui uma área de 169 km<sup>2</sup> (13 km x 13 km). Observa-se através desta figura que a empresa encontra-se a uma altitude de 760 metros, e que a altitude na área analisada está entre 760 e 830 metros.

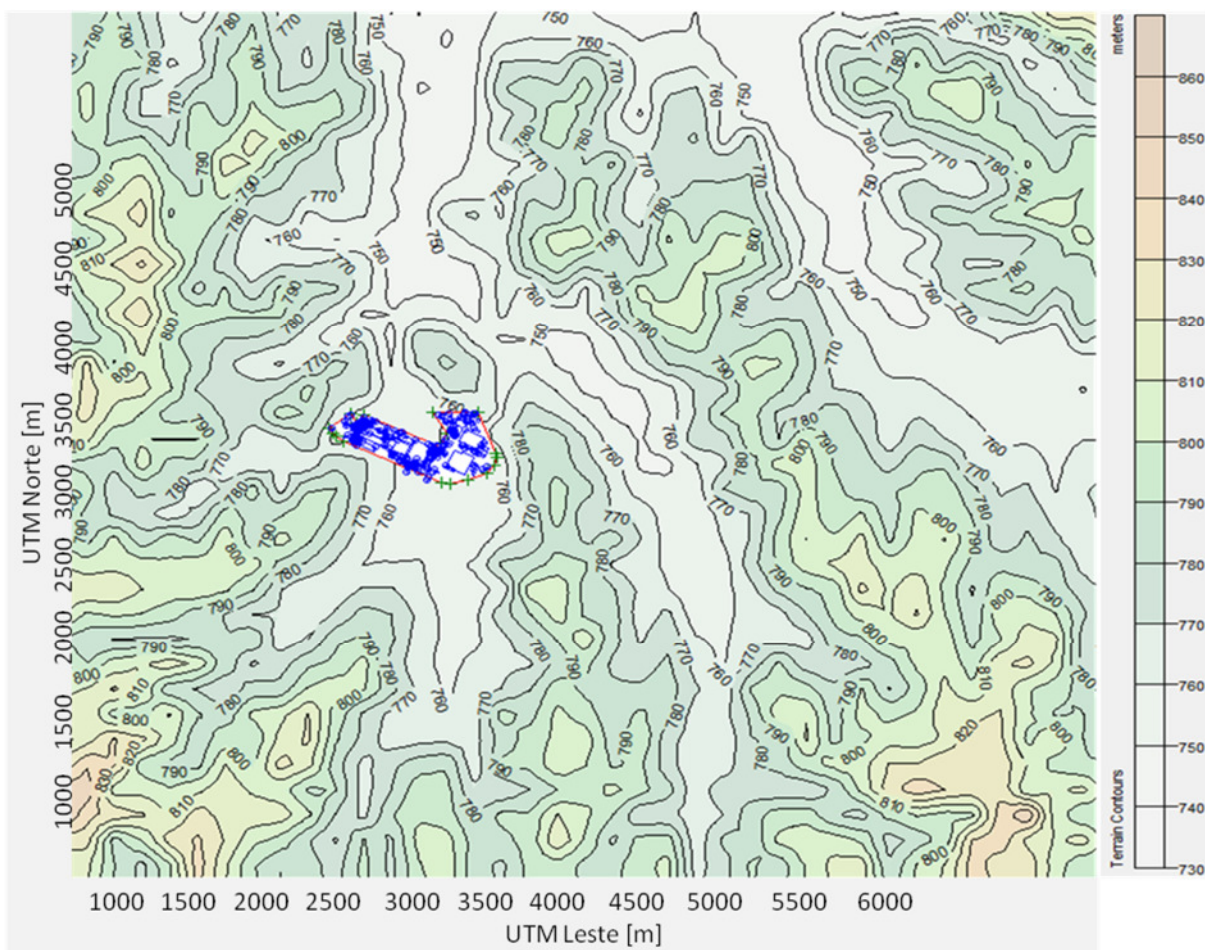


Figura 4-2: Relevo da região de estudo

#### 4.4.3 Determinação da grade de receptores

Neste estudo utilizou-se nos receptores distribuídos conforme o sistema "*Discrete Cartesian*" (em tradução livre, Sistemas cartesiano discreto), onde foram considerados 6355 pontos externos à planta e equidistantes entre si em 150 metros, distribuídos ao longo da área de estudo da concentração de poluentes.

A Figura 4-3 ilustra os receptores cartesianos discretos os quais são sinalizados pelo triângulo branco com borda vermelha.

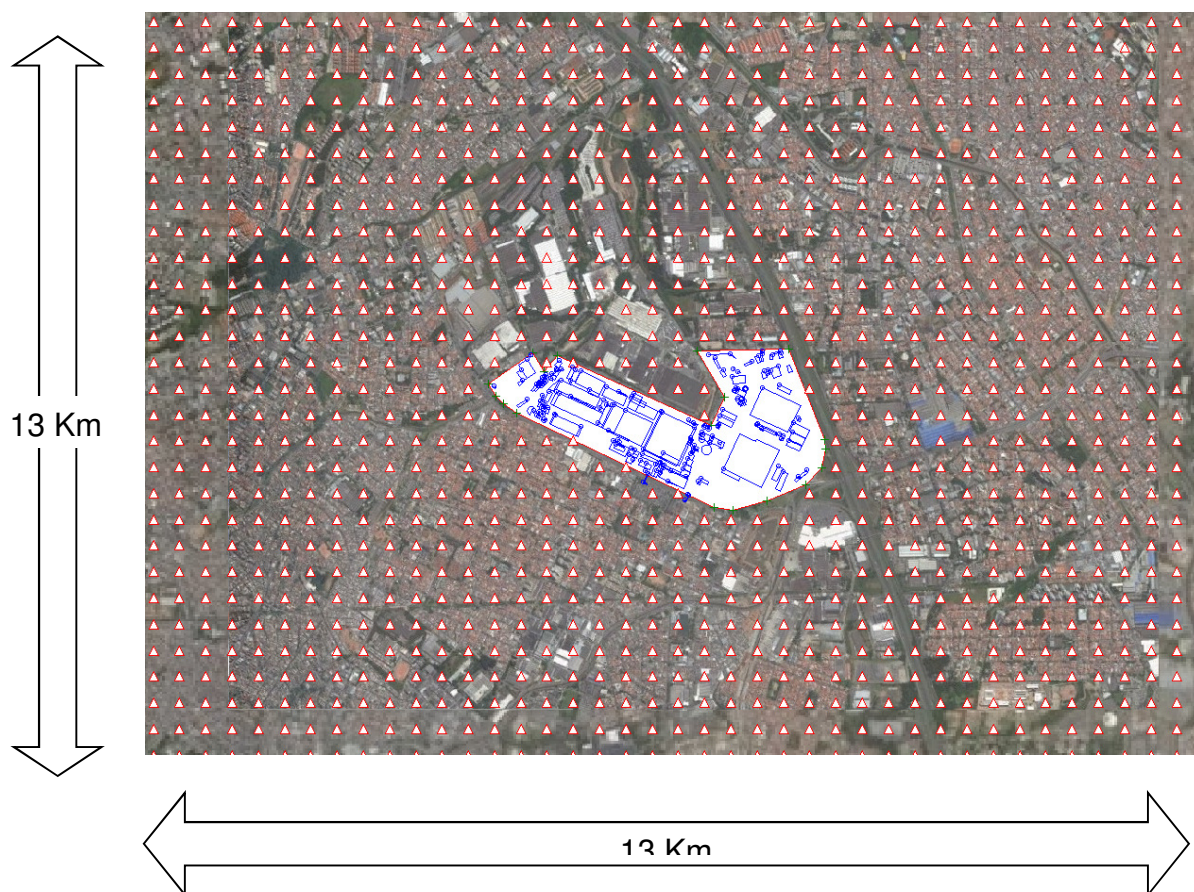


Figura 4-3: Receptores Cartesianos Discretos

#### 4.4.4 Determinação do coeficiente de dispersão

A região onde a empresa se localiza, apresenta uma grande conurbação com pode ser visualizado nas Figuras 4-1 e 4-2. De acordo com o Thé, Thé, & Johnson (2009), em uma região onde a densidade populacional maior do que 750 hab/Km<sup>2</sup> deve-se utilizar o "Coeficiente de Dispersão" urbano. No caso da empresa alvo deste estudo, a densidade populacional em 2010 na cidade onde esta encontra-se instalada era de 1.869,36 hab/km<sup>2</sup> (IBGE, 2016).

A Figura 4-4 ilustra a área de ocupação no entorno da empresa, demarcada pela linha branca, a fim de demonstrar que a densidade populacional na região próxima a empresa é similar ao valor considerado para o município. Segundo Thé et al. (2009), a escolha do tipo de coeficiente de dispersão deve considerar uma distância de 3 km do limite de propriedade do empreendimento em análise.



Figura 4-4: Densidade populacional no entorno da empresa

#### 4.4.5 Efeitos de *Building Downwash* & *Stack-tip Downwash*

O efeito de *Building Downwash* é o efeito de depressão causada no entorno dos prédios, em virtude da turbulência provocada pela passagem dos ventos, ocasionando uma forte mistura dos poluentes com o ar atmosférico e conseqüentemente elevada concentração no entorno do empreendimento. Este mesmo efeito pode ser causado pelas chaminés, o qual é denominado *Stack-tip Downwash*.

As alturas das chaminés existentes na empresa alvo deste estudo, bem como o formato não são ideais para que ocorra uma boa dispersão dos poluentes, visto que estão abaixo da altura ideal e ainda apresentam um formato de pescoço de ganso ou um chapéu chinês, dispositivos que inibem que a pluma atinja sua altura máxima.

A Figura 4-5 ilustra as zonas de influência de *Building Downwash* provocadas pelas construções que compõe a empresa, observa-se ainda que todas as chaminés estão sob este efeito. O critério para determinar a área de influência de cada construção, segue o descrito no manual do EPA *User's guide to the building profile input program (em tradução livre, Guia de utilização para inserção de dados de construção no programa)* (EPA, 1995b). Neste guia, consta que a área de influência do prédio, é de 5L a jusante do prédio e 2L a montante, considerando a direção do vento predominante e 0,5L de cada lado, lembrando que L é a menor dimensão, altura ou largura projetada, próximo da estrutura.

As linhas azuis sinalizam a área de influência de cada parte do prédio que possuem uma fonte de emissão *enquanto os pontos vermelhos sinalizam as fontes*. Os demais prédios foram removidos a fim de facilitar a visualização da área de *Building Downwash*.



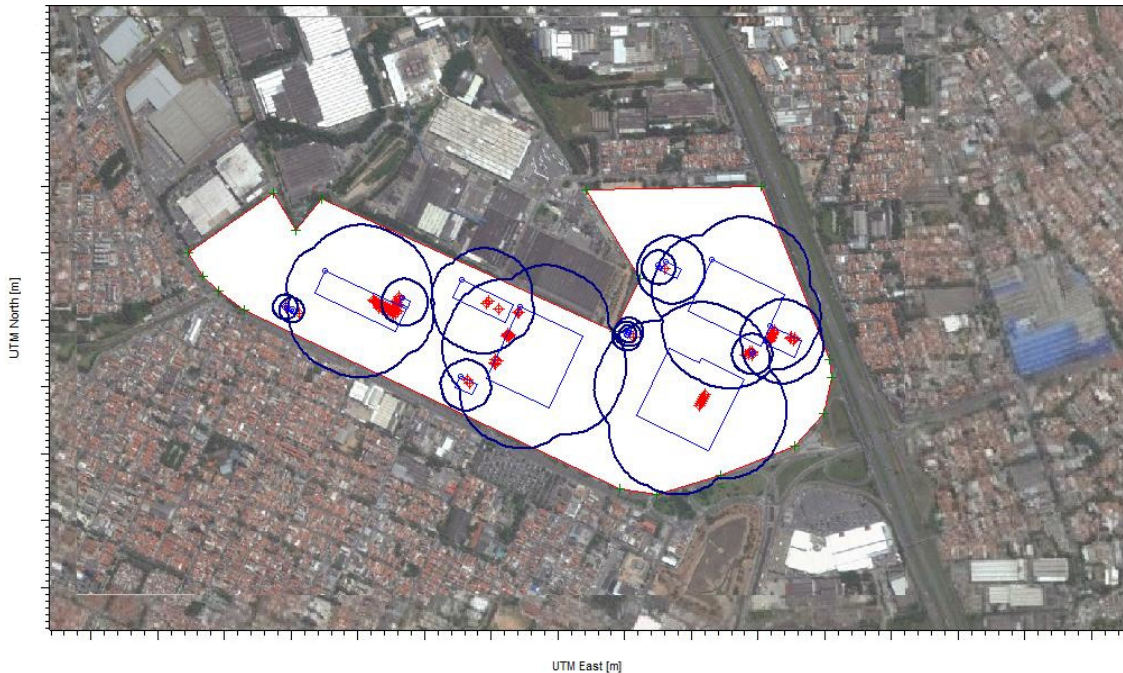


Figura 4-5: Zona de Influência dos prédios com fontes de emissões

#### 4.4.6 Obtenção e Inserção dos dados construtivos e operacionais.

As dimensões, localização geográfica e altitude das fontes de emissão foram levantadas durante a realização do inventário das emissões atmosféricas. Já as informações referentes às taxas de emissões foram coletadas nos relatórios internos de monitoramento. Na sequência os dados foram compilados em uma planilha em Excel e inseridos no programa de modelagem.

Os dados analíticos empregados nas simulações foram revisados um a um, a fim de verificar a coerência dos dados com o processo produtivo. Para tanto, balizou-se os valores de referência em fatores de emissão de fontes similares. Para os valores muito discrepantes, encontrados nas caldeiras, aquecedores e banco de provas, foram descartados os valores analíticos e considerado em seu lugar os fatores de emissão.

#### 4.4.7 Modelo de dispersão de poluentes atmosféricos

No estudo de dispersão de poluentes, foram considerados dois cenários, um com o lançamento direto dos poluentes atmosféricos, ou seja, quando a chaminé não apresenta nenhum tipo de obstrução que atrapalhe a saída vertical dos gases, e outro com o lançamento indireto, caracterizado pela presença de curvas (lançamento horizontal ou pescoço de ganso) ou pela obstrução de cobertura (ex. chapéu chinês).

Para o lançamento indireto, ajustou-se o modelo AERMOD alterando-se a opção de dispersão de *Regulatory Default* (em tradução livre, Padrão Regulatório), para *Non-Default Option* (em tradução livre, Opção não Padrão), selecionou-se a opção *Capped and Horizontal Stack Releases (BETA)* (em tradução livre, Lançamento em chaminés com saída limitada e horizontal) e selecionando no campo *Source Parameters* (em tradução livre, Parâmetros das fontes), a opção de *Capped* (em tradução livre, lançamento com obstrução). Com a seleção destas opções o programa realiza o ajuste dos dados de emissão conforme a recomendação do "memorandum" da EPA (1993), onde a velocidade foi reduzida para 0,001 m/s e a altura da chaminé reduzida em 3 vezes o diâmetro.

De posse de todas as informações anteriormente mencionadas simulou-se as plumas dos poluentes atmosféricos de interesse, oriundos dos processos fabris, bem como suas respectivas áreas de abrangência e curvas de isoconcentrações, utilizando-se o programa AERMOD.

Cabe destacar que os dados de emissão adotados foram os referentes a produção de 2013 e os dados meteorológicos utilizados foram com base nos anos de 2014 a 2017.

Nas modelagens das emissões foram adotados os fatores de emissão de 2011, visto estes valores estarem mais próximos da realidade do tipo de emissão da fonte. Apenas para as emissões de SO<sub>2</sub> foi adotado os fatores de emissão de 2013, devido ao tipo de Diesel empregado (S10).

Os resultados obtidos das simulações matemáticas são apresentados por poluente entre os itens 4.4.8 a 4.4.12 sempre comparando o resultado dos lançamentos diretos e indiretos.

#### 4.4.8 Monóxido de Carbono

O inventário de emissões demonstra na Tabela 4-13, que as emissões de monóxido de carbono ocorrem nas caldeiras do prédio 25 (29%), nas caldeiras do prédio 46 (12%), aquecedores de óleo térmico (10%), pós-queimadores (9%) e de forma mais concentrada, no banco de prova (40%) de motores a diesel.

Os resultados das simulações de dispersão do CO foram geradas através do modelo *AERMOD* e são demonstradas na Tabela 4-14.

Tabela 4-14: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de CO entre os lançamentos diretos e indiretos, com os dados meteorológicos entre o período de 2014 a 2017.

	Máxima concentração Média 1 horas $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Máxima concentração Média 8 horas $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L. direto	L. indireto	L. direto	L. indireto
CONAMA 03/90 <sup>1</sup> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (CO)	40.000 (1 hora)		10.000 (8 horas)	
Decreto Estadual 59.113/2013 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (CO)	-----		10.000 (9 ppm) (8 horas)	
Simulação - AERMOD (Fator de emissão 2011)	1.346	1.346	686	686

<sup>1</sup> Padrão secundário; L. = Lançamento ; MMA: Média Aritmética Anual ; MI: Média Intermediária 1; PF: Padrão final

A Tabela 4-14 demonstra que os valores encontrados na simulação tanto no cenário de lançamento direto quanto indireto foram de 1.346  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e de 686  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivamente para máxima concentração média de 2 e 8 horas. Em ambos cenários

os valores encontrados estão muito abaixo do limite legal estabelecido para o Estado de São Paulo tanto pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013, quanto pela Resolução CONAMA 03/90.

A Figura 4-6 ilustra a área de abrangência do Monóxido de Carbono no entorno da empresa em estudo, considerando a Máxima Média Horária e o cenário de lançamento direto.

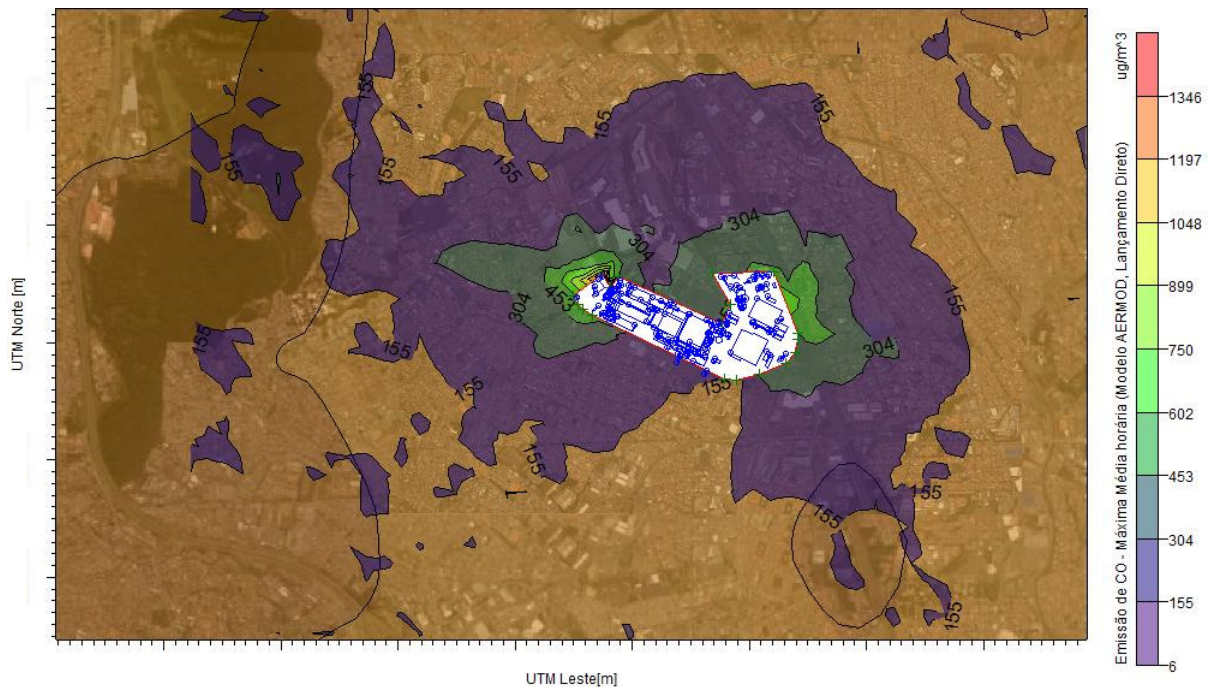


Figura 4-6: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de Monóxido de Carbono, cenário de lançamento direto.

A Figura 4-7 ilustra a área de abrangência do Monóxido de Carbono no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Horária, considerando o cenário de lançamento indireto.

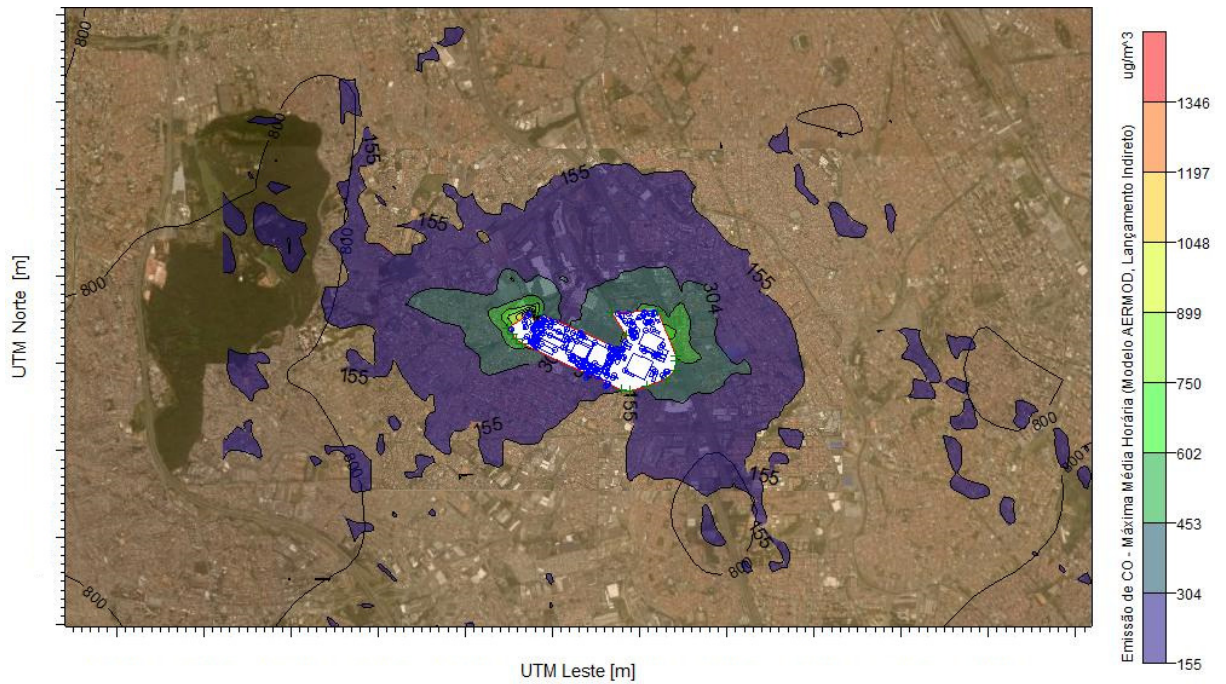


Figura 4-7: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de Monóxido de carbono, cenário de lançamento indireto.

A Figura 4-8 ilustra a área de abrangência do monóxido de carbono no entorno da empresa em estudo da Máxima Média de 8 horas e considerando cenário de lançamento direto.

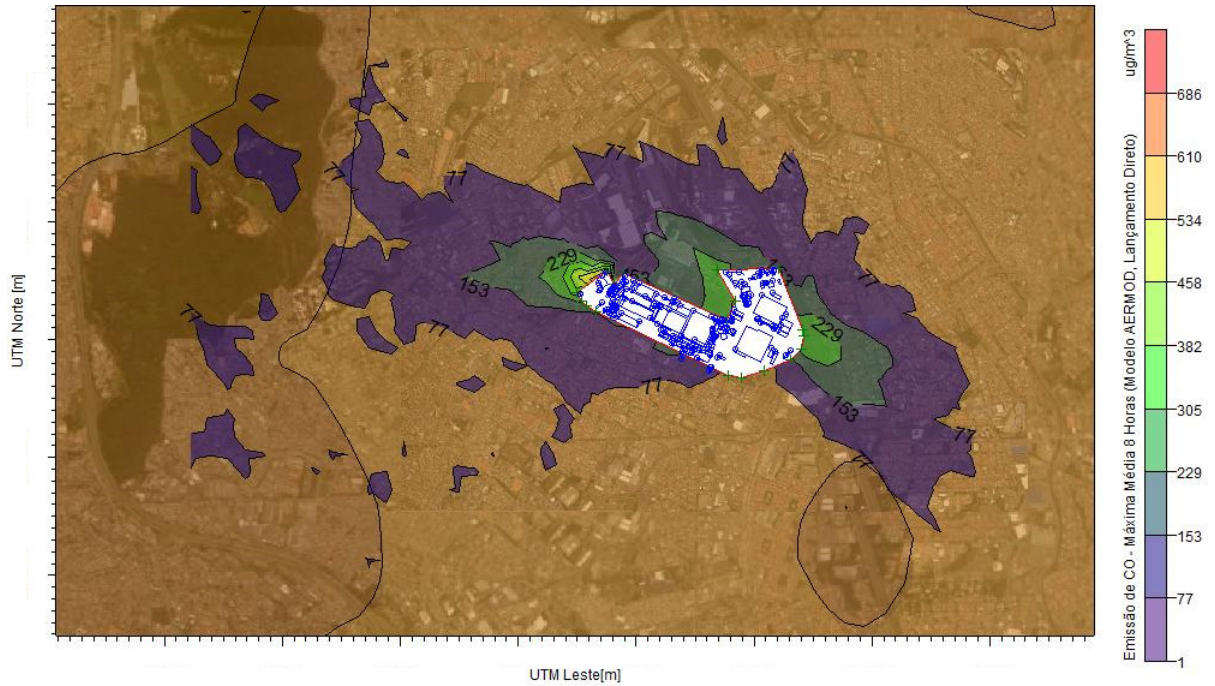


Figura 4-8: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média de 8 horas de Monóxido de Carbono, cenário de lançamento direto.

A Figura 4-9 ilustra a área de abrangência do monóxido de carbono no entorno da empresa em estudo da Máxima Média de 8 considerando o cenário de lançamento indireto.

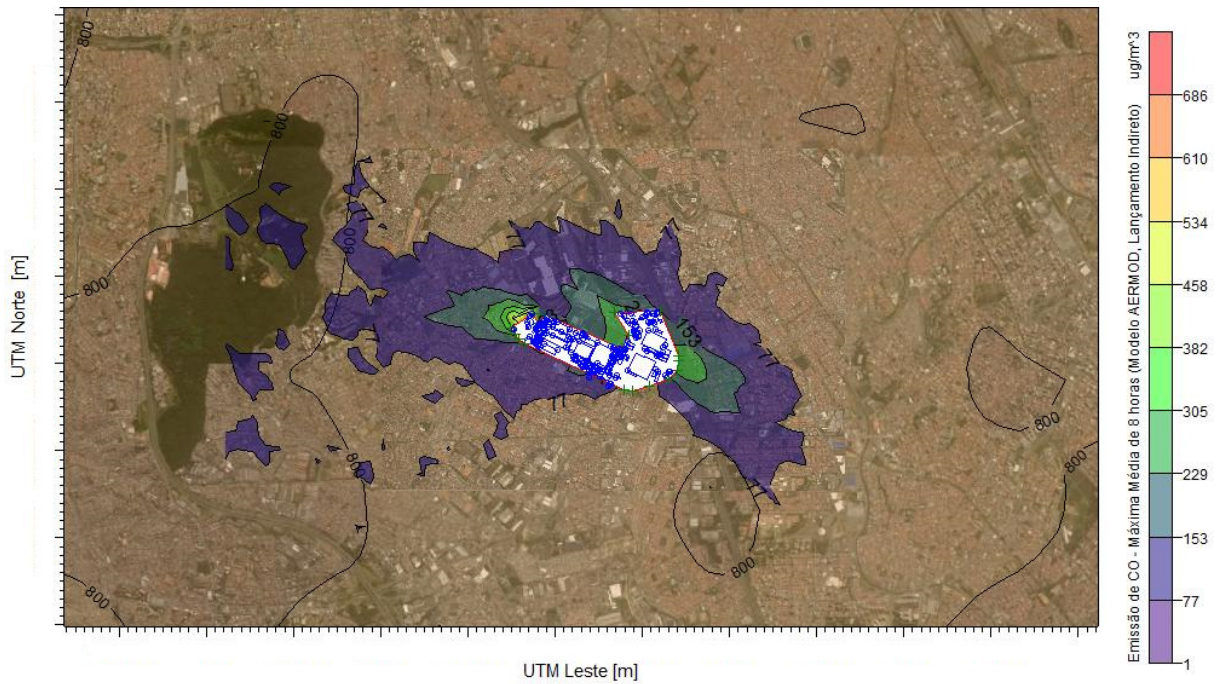


Figura 4-9: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de Monóxido de carbono e cenário de lançamento indireto.

Com base nos valores apresentados na simulação de dispersão de CO, pode-se afirmar que as emissões de monóxido de carbono desta indústria não são motivo de preocupação com relação ao padrão de qualidade do ar, pois a concentração estimada deste poluente está muito abaixo dos limites estabelecido pelo Decreto Estadual nº 59.113 de 23/04/2013 e pela Resolução CONAMA 03/90, para os dois cenários avaliados.

#### 4.4.9 Dióxidos de Enxofre – SO<sub>2</sub>

Com base na Tabela 4-13, identificou-se que as emissões de SO<sub>x</sub> ocorrem nas caldeiras de vapor, nos aquecedor de óleo térmico e no banco de prova de motores, sendo este último responsável por cerca de 94% do total de emissão deste poluente.

Os resultados das simulações de dispersão de óxidos de Enxofre geradas através do modelo *AERMOD* são demonstrados na Tabela 4-15, considerando os fatores de emissão de 2013, uma vez que o tipo de Diesel utilizado atualmente é o S10.

Tabela 4-15: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de SO<sub>2</sub> entre os lançamentos diretos e indiretos, considerando o fator de emissão de 2013.

	Máxima concentração média diária µg/m <sup>3</sup>		Máxima concentração MMA µg/m <sup>3</sup>	
	L. direto	L. indireto	L. direto	L. indireto
CONAMA 03/90 <sup>1</sup> µg/m <sup>3</sup> (SO <sub>2</sub> )	100 (24 horas)		40 (MMA)	
Decreto Estadual 59.113/2013 µg/m <sup>3</sup> (SO <sub>2</sub> )	60 (MI1) 40 (PF)		60 (MI1) 40 (PF)	
Simulação - AERMOD (Fator emissão 2013)	1,4	1,8	0,4	0,5

<sup>1</sup> Padrão secundário; L. = Lançamento; MMA: Média Aritmética Anual; MI: Média Intermediária 1; PF: Padrão final

A Tabela 4-15 demonstra os valores obtidos na simulação de dispersão de dióxido de enxofre. Observa-se que as concentrações simuladas no cenário de lançamento indireto estão cerca de 20% superior à encontradas no cenários de lançamento direto, contudo os valores encontrados nos dois cenários estão muito abaixo dos limites legais estabelecido para o Estado de São Paulo tanto pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013, de 20 e 40 µg/m<sup>3</sup>, quanto pela Resolução CONAMA 03/90.



A Figura 4-10 ilustra a área de abrangência de dióxido de enxofre no entorno da empresa em estudo considerando a Máxima Média Diária o cenário de lançamento direto.

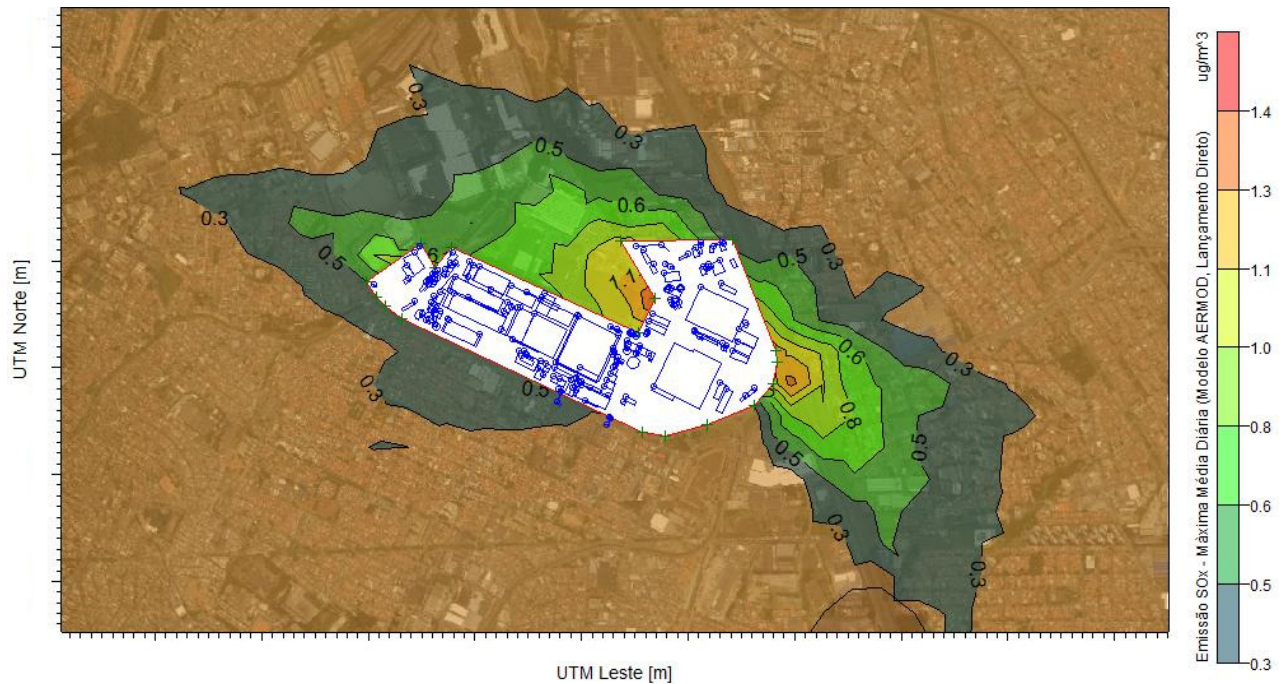


Figura 4-10: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Diária de SO<sub>2</sub> e cenário de lançamento direto.

A Figura 4-11 ilustra a área de abrangência de dióxido de enxofre no entorno da empresa em estudo considerando a Máxima Média Diária e o cenário de lançamento Indireto

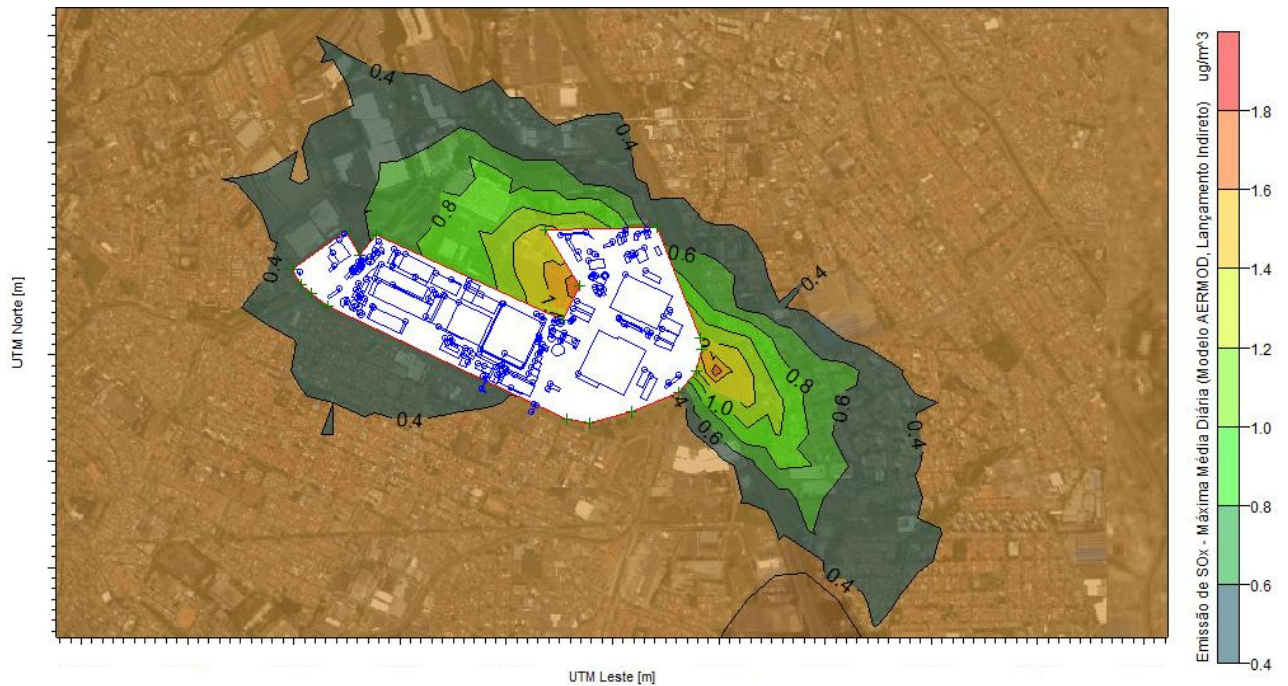


Figura 4-11: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Diária de SO<sub>2</sub> e cenário de lançamento indireto.

A Figura 4-12 ilustra a área de abrangência de dióxido de enxofre no entorno da empresa em estudo considerando a Média Aritmética Anual e o cenário de lançamento direto

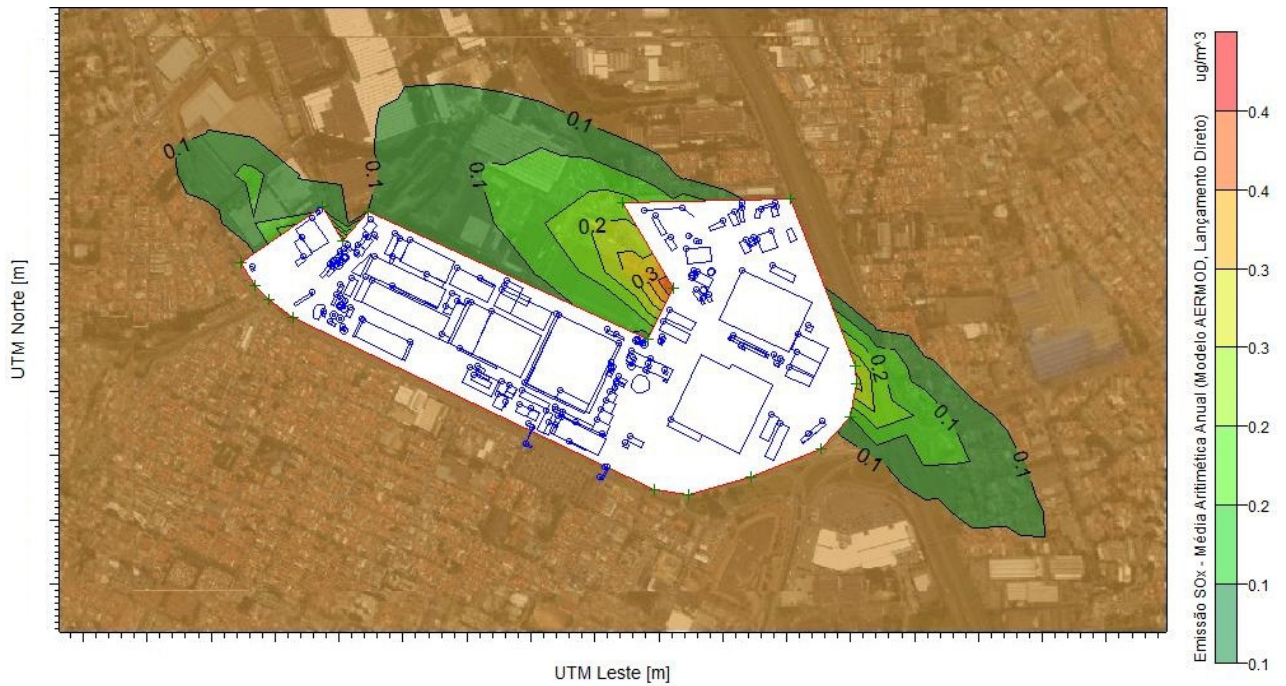


Figura 4-12: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de SO<sub>2</sub> e cenário de lançamento direto.

A Figura 4-13 ilustra a área de abrangência de dióxido de enxofre no entorno da empresa em estudo considerando a Média Aritmética Anual e o cenário de lançamento indireto.

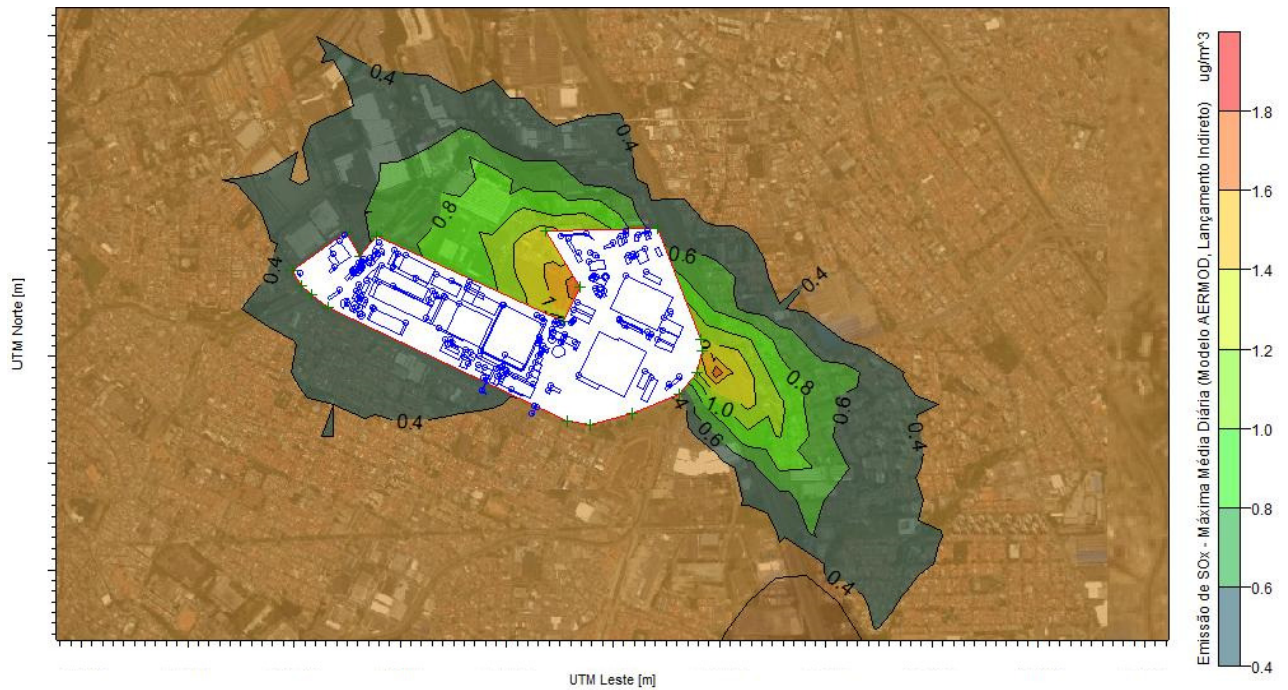


Figura 4-13: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de  $\text{SO}_2$  e cenário de lançamento indireto.

Com base nos valores obtidos na simulação da dispersão do  $\text{SO}_2$ , concluiu as emissões de dióxido de enxofre desta indústria não são motivos de preocupação com relação ao padrão de qualidade do ar, visto que as concentrações deste poluente estão abaixo tanto do limite estabelecido pelo Decreto Estadual nº 59.113 de 23/04/2013 quanto pela Resolução CONAMA 03/90, para os dois cenários avaliados.

#### 4.4.10 Óxidos de Nitrogênio - NO<sub>x</sub>

Com base na Tabela 4-13, identificou-se que as emissões de NO<sub>x</sub> ocorrem nas caldeiras de vapor, nos aquecedor de óleo térmico, nos pós-queimadores e no banco de prova de motores, sendo este último responsável por cerca de 78% do total de emissão deste poluente.

Os resultados das simulações de dispersão de óxidos de nitrogênio geradas através do modelo AERMOD são demonstradas na Tabela 4-16.

Tabela 4-16: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de NO<sub>x</sub> entre os lançamentos diretos e indiretos

	Máxima concentração média horária µg/m <sup>3</sup>		Máxima concentração média anual µg/m <sup>3</sup>	
	L. direto	L. indireto	L. direto	L. indireto
CONAMA 03/90 <sup>1</sup> µg/m <sup>3</sup> (NO <sub>2</sub> )	100 (24 horas)		40 (MMA)	
Decreto Estadual 59.113/2013 µg/m <sup>3</sup> (NO <sub>2</sub> )	260 (MI1) 200 (PF)		60 ( MI1) 40 (PF)	
Simulação - AERMOD (fator de emissão 2011)	645	758	50	57

<sup>1</sup> Padrão secundário; L. = Lançamento ; MMA: Média Aritmética Anual ; MI: Média Intermediária 1; PF: Padrão final

Os resultados obtidos nos dois cenários demonstram que as concentrações no lançamento indireto são cerca de 15% superiores que no cenários de lançamento direto.

A Figura 4-14 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de NO<sub>x</sub> no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Horária, considerando o cenário de lançamento direto.

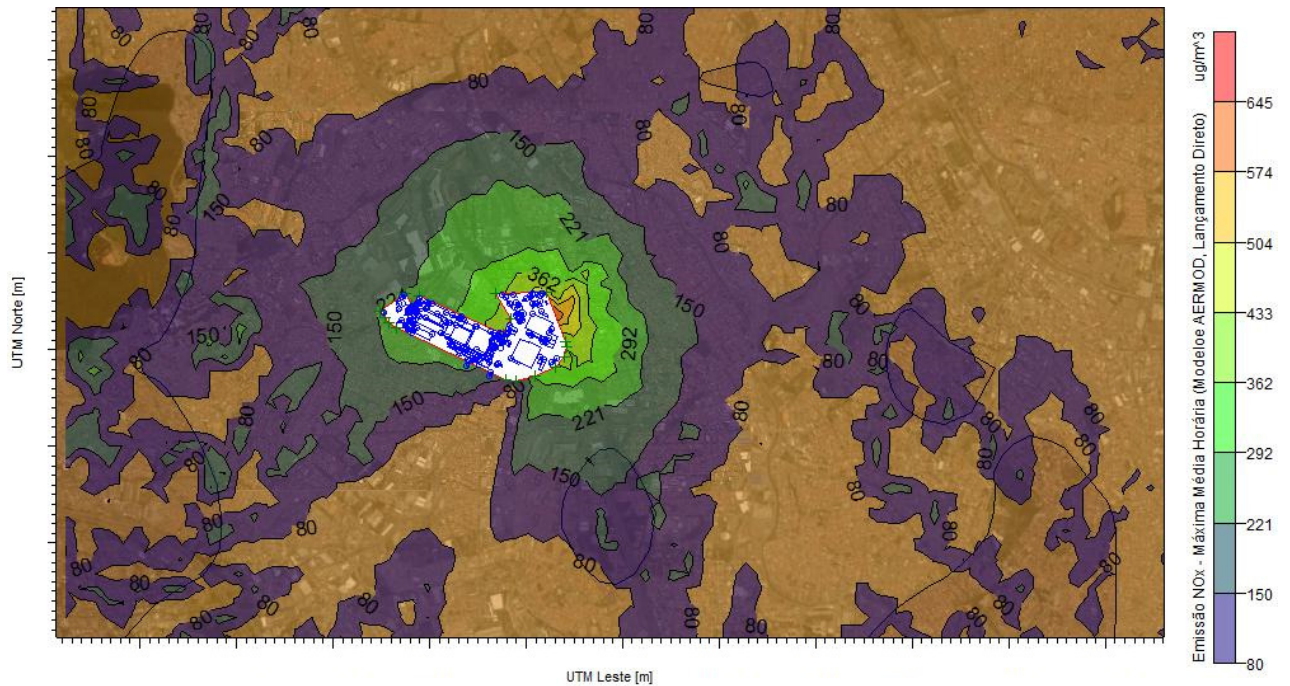


Figura 4-14: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de NO<sub>2</sub> e cenário de lançamento direto.

A Figura 4-15 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de NO<sub>x</sub> no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Horária, considerando o cenário de lançamento indireto.

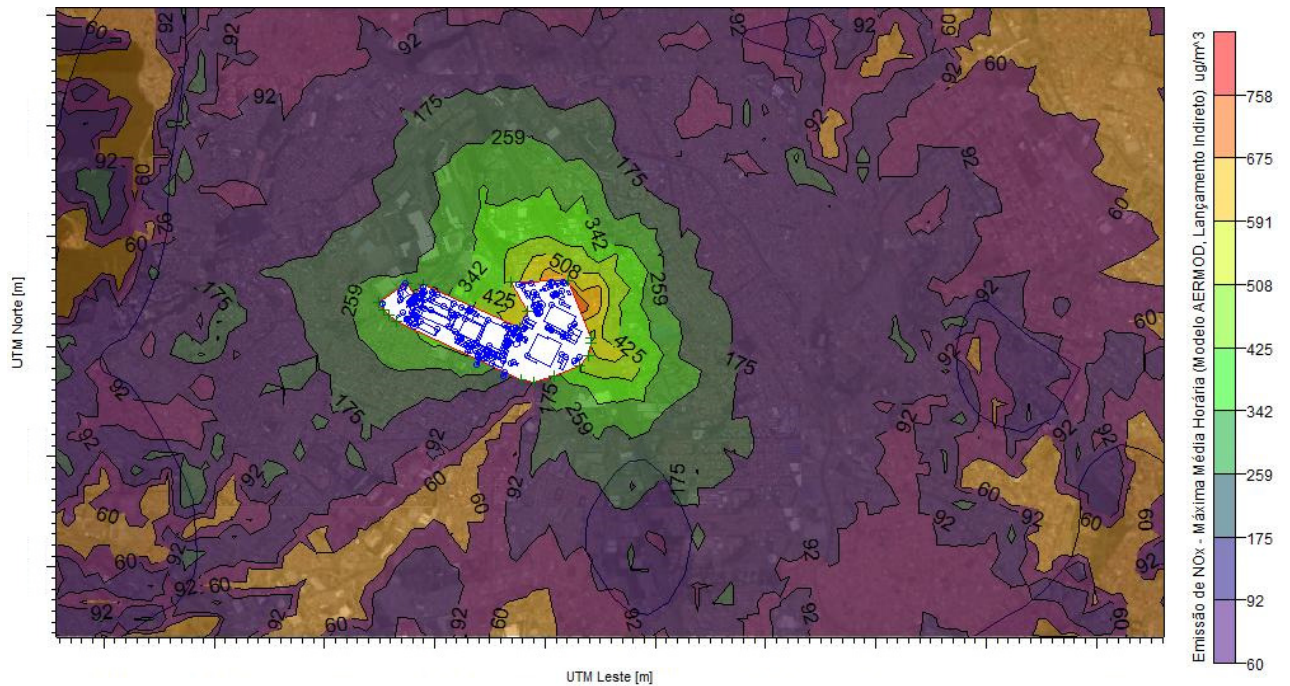


Figura 4-15: Curva de isoconcentração das concentrações Máxima Média Horária de NO<sub>2</sub> e cenário de lançamento indireto.

A Figura 4-16 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de NO<sub>2</sub> no entorno da empresa em estudo da Média Aritmética Anual, considerando o cenário de lançamento direto.

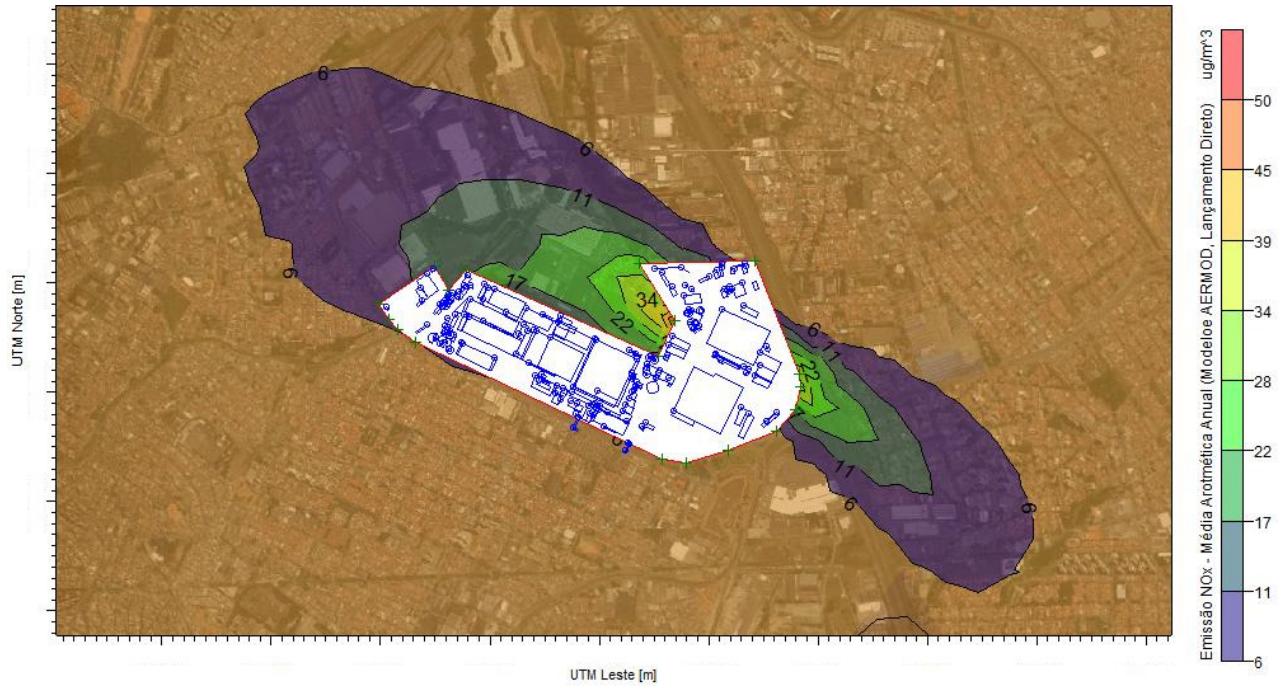


Figura 4-16: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de  $\text{NO}_2$  e cenário de lançamento direto.

A Figura 4-17 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de  $\text{NO}_x$  no entorno da empresa em estudo da Média Aritmética Anual, considerando o cenário de lançamento indireto.



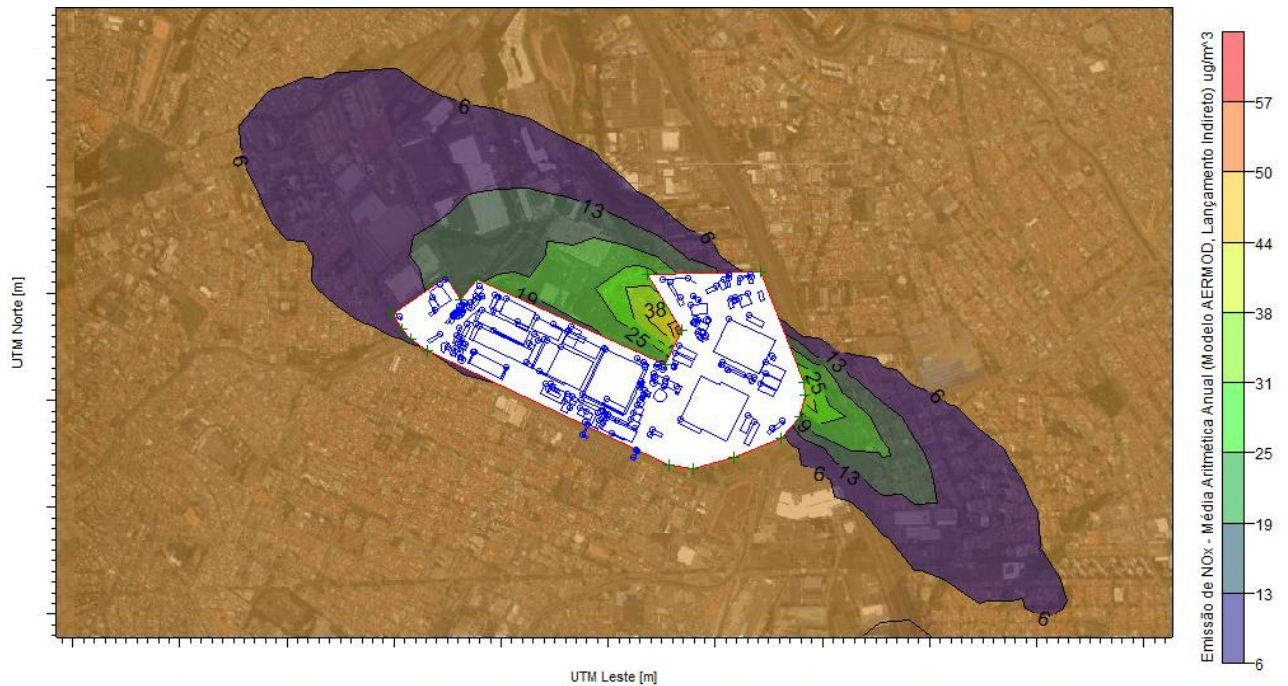


Figura 4-17: Curva de isoconcentração das concentrações Média Aritmética Anual de  $\text{NO}_2$  e cenário de lançamento indireto.

Com base nos valores apresentados na simulação da dispersão do  $\text{NO}_x$ , pode-se afirmar que as emissões de Óxidos de Nitrogênio desta indústria devem ser consideradas como um fator de preocupação em relação ao padrão de qualidade do ar, visto que a concentração deste poluente está acima do limite de qualidade do ar estabelecido pelo Decreto Estadual nº 59.113 de 23/04/2013, para os dois cenários avaliados, considerando os valores encontrados para as Máxima Média Horária.

A Tabela 4-17 apresenta as concentrações máximas encontradas nas simulações de dispersão de  $\text{NO}_x$ , considerando o cenário de lançamento indireto. O objetivo é indicar a contribuição de cada fonte individualmente e comparar os valores estimados de todas as fontes operando simultaneamente. Também foi avaliado um cenário com todas as fontes operando simultaneamente, exceto o banco de prova de motores, por ser a fonte de maior contribuição em relação à concentração de poluente.

Tabela 4-17: Simulação da concentração de NO<sub>x</sub> expressa pela Máxima Média Horária e máxima média anual, para todas as fontes operando simultaneamente, todas as fontes exceto o banco de provas de motores e cada fonte individualmente.

FONTE	Máxima média horária µg/m <sup>3</sup>	Máxima média anual µg/m <sup>3</sup>
Aquecedores Óleo Térmico*	39,4	1,8
Banco de Provas*	757,8	55,5
Caldeiras*	86,5	2,4
Pós-queimadores*	57,1	6,4
<b>Todas as fontes operando, exceto o banco de provas</b>	<b>95,4</b>	<b>9,3</b>
Todas as Fontes	757,8	56,7

\*Considerando todas as demais fontes fora de operação

A Figura 4-18 ilustra a área de abrangência da Máxima Média Horária, para a concentração da pluma de NO<sub>2</sub> gerada exclusivamente pelo banco de provas de motores, considerando o cenário de lançamento .

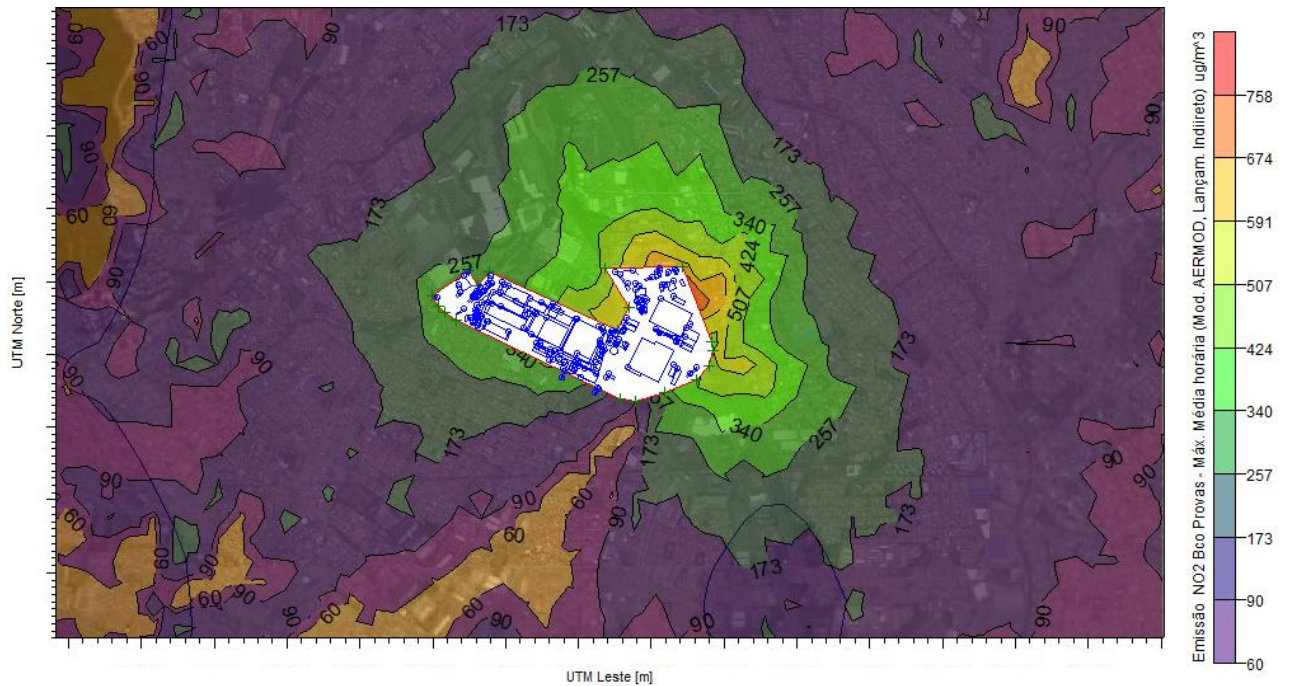


Figura 4-18: Curva de isoconcentração das máximas médias horária de  $\text{NO}_2$ , proveniente das emissões exclusivas do Banco de Teste de Motores, cenário de lançamento indireto.

A Figura 4-19 ilustra a área de abrangência da Máxima Média Anual, para a concentração da pluma de  $\text{NO}_2$  gerada exclusivamente pelo banco de provas de motores, considerando o cenário de lançamento.

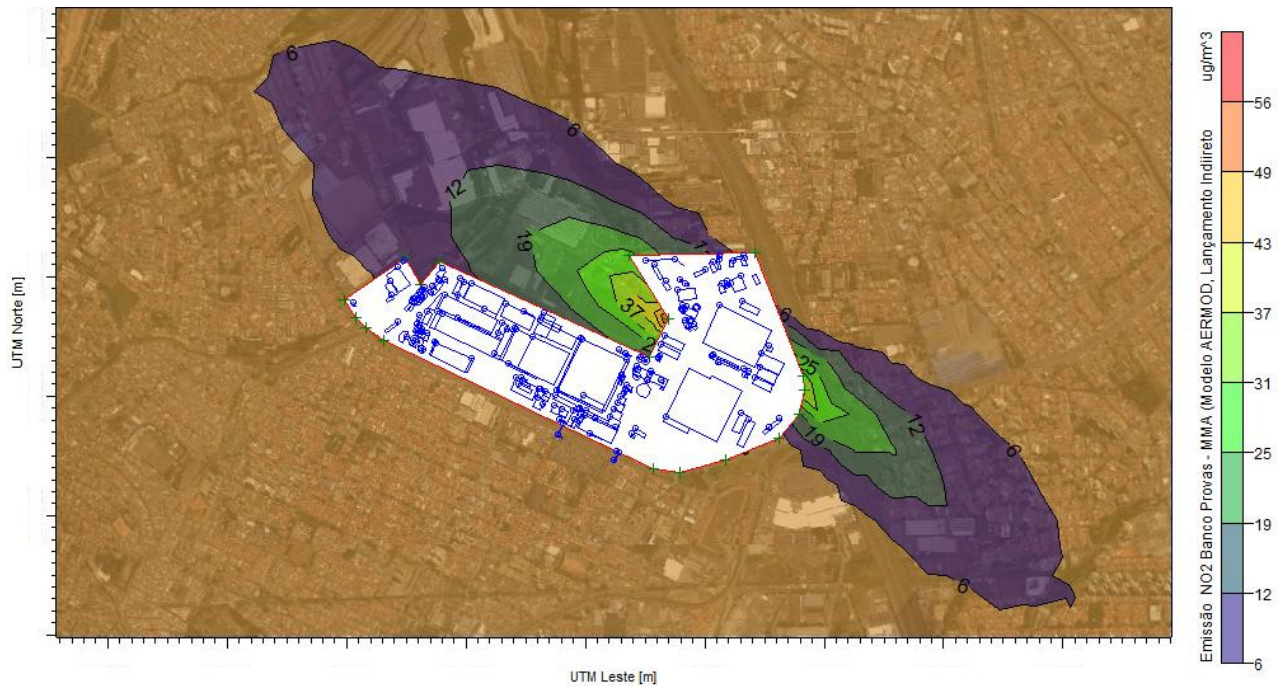


Figura 4-19: Curva de isoconcentração da máxima média anual de  $\text{NO}_2$ , proveniente das emissões exclusivas do Banco de Teste de Motores, cenário de lançamento indireto

Com os dados apresentados na Tabela 4-17 e na curva de isoconcentração ilustrada na Figura 4-18, observa-se que o foco do trabalho para a melhoria da qualidade do ar deve ser o banco de teste de motores, uma vez que as emissões desta fonte superam o padrão de qualidade do ar com relação ao parâmetro  $\text{NO}_2$ .

Além dos impactos ambientais do  $\text{NO}_x$  em si, este poluente também é um dos principais precursores do ozônio troposférico juntamente com os COV, o que reforça a necessidade de uma ação sobre estas emissões, visto que a região em que a empresa está instalada é considerada como classificada com relação ao parâmetro  $\text{O}_3$  (CETESB, 2016a).

#### 4.4.11 Material Particulado – MP

Com base na Tabela 4-13, identificou-se que as emissões de MP ocorrem nas cabines de pintura, caldeiras, banco de provas de motores e aquecedor de óleo térmico, sendo que cerca de 95 % do total de emissão deste poluente são proveniente das cabines de pintura, dos quais 39,4% são oriundo das cabines de pintura do prédio 21.

Os resultados das simulações de dispersão de material particulado foram geradas através do modelo AERMOD são demonstradas na Tabela 4-18, porém a comparação do padrão de qualidade do ar foi realizado com base no total de particulados inaláveis (MP<sub>10</sub>).

As chaminés do prédio 41 possuem um formato tipo pescoço de ganso. Estas chaminés possuem um sistema de controle de emissão de poluentes nãoconvencional, onde a extremidade de saída encontra-se inserida em uma caixa, tipo tela de transporte, dotada de meios filtrantes, responsáveis pelo abatimento deste poluente.

Como os sistemas de controle de poluentes de MP aplicados no prédio 41 não seguem um modelo convencional, logo não é previsto pelo modelo e ainda, suas configurações impedem a verificação de sua eficiência real, uma vez que somente é possível realizar a amostragens antes do sistema de controle.

Deste modo, para simular a dispersão de MP, no cenário de lançamento indireto, adotou-se como critério uma velocidade de emissão próxima à zero (0,001m/s), bem como a taxa de emissão medida diretamente na chaminé.

As demais cabines de pintura são dotadas de filtro seco ou cortina de água, com chaminés convencionais dotadas de chapéu chinês. Para estes equipamentos foi seguida a recomendação do "memorandum" do EPA (EPA, 1993).

A Tabela 4-18 apresenta a comparação dos valores simulados da dispersão de material particulado entre os anos de 2014 e 2017, tanto no cenário de lançamento direto quanto indireto e compara com as legislações vigentes.

Tabela 4-18: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de MP entre os lançamentos diretos e indiretos..

	Máxima média diária $\mu\text{g}/\text{m}^3$		MMA $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	L. direto	L. indireto	L. direto	L. indireto
CONAMA 03/90 <sup>1</sup> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MP)	150 (24 horas)		50 (MMA)	
Decreto Estadual 59.113/2013 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MP)	120 (MI1) 40(PF)		50(MI1) 20 ( PF)	
Simulação - AERMOD (Fator de emissão 2011)	107	118	31	32

<sup>1</sup> Padrão secundário; L. = Lançamento ; MMA: Média Aritmética Anual ; MI: Média Intermediária 1; PF: Padrão final

A Figura 4-20 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de MP no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Horária com base nos dados meteorológicos de 2004, considerando o cenário de lançamento direto.

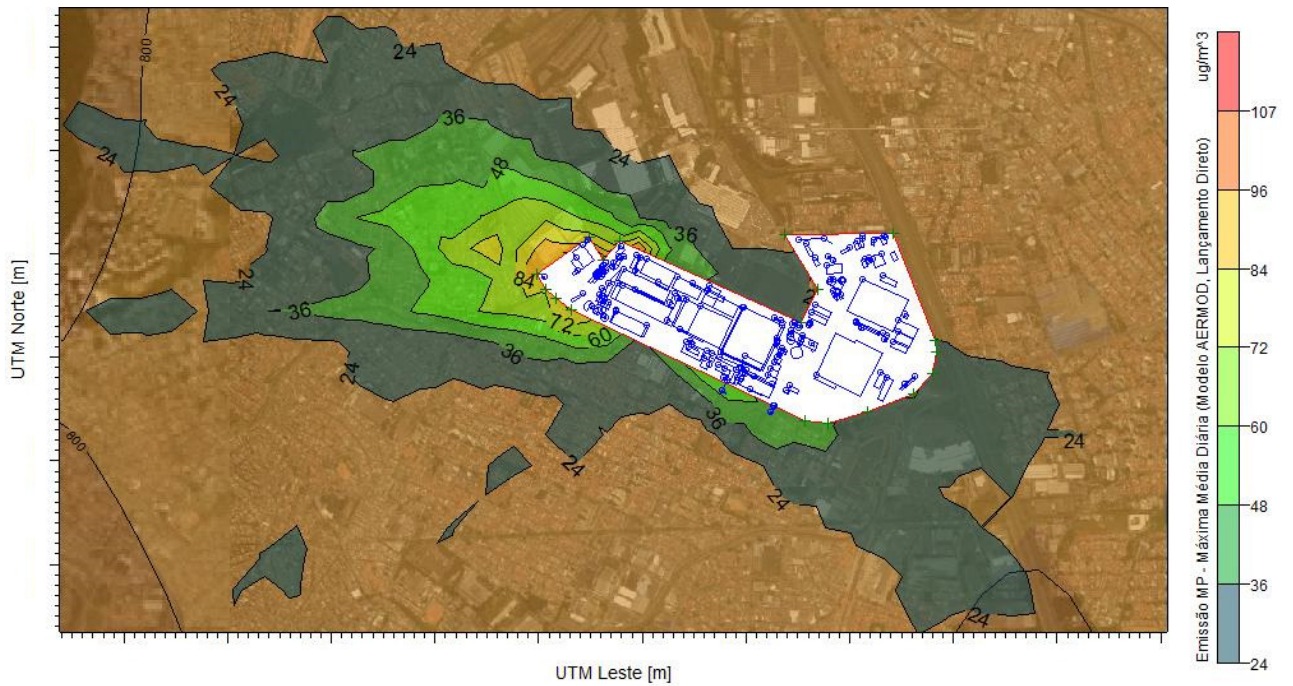


Figura 4-20: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de MP, cenário de lançamento direto.

A Figura 4-21 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de MP no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Horária, considerando o cenário de lançamento indireto.

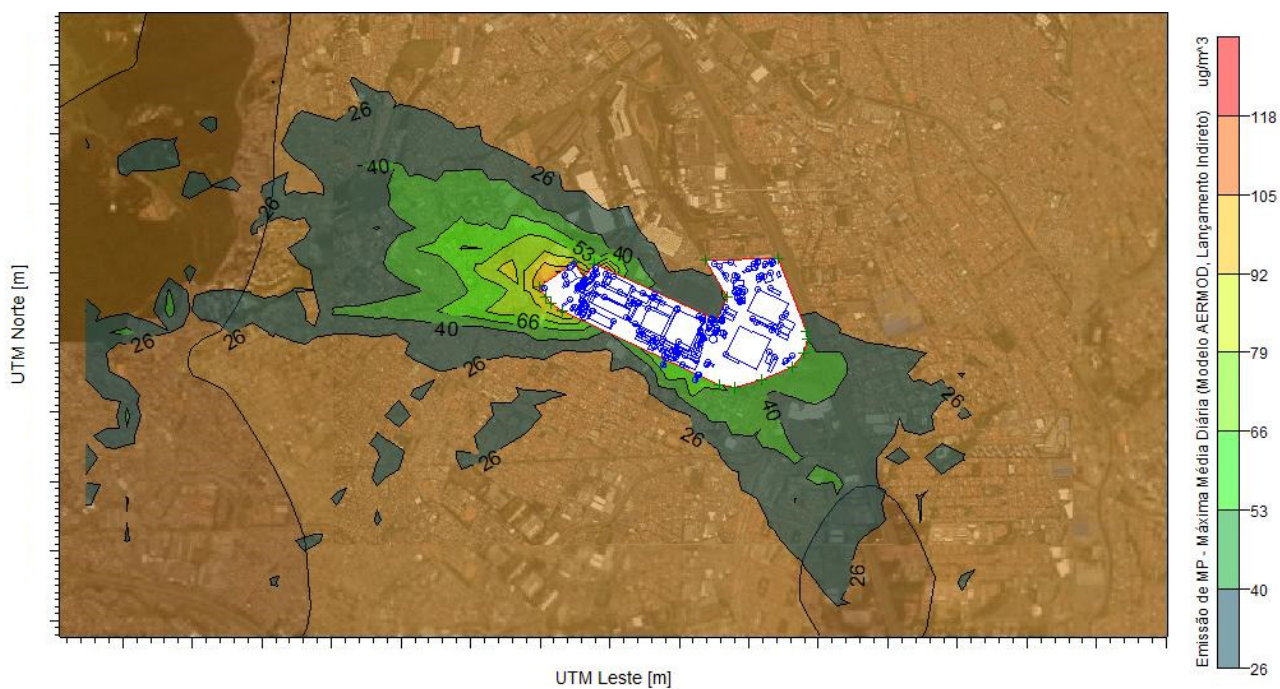


Figura 4-21: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de MP, cenário de lançamento indireto.

A Figura 4-22 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de MP no entorno da empresa em estudo da Máxima Média, considerando o cenário de lançamento direto.



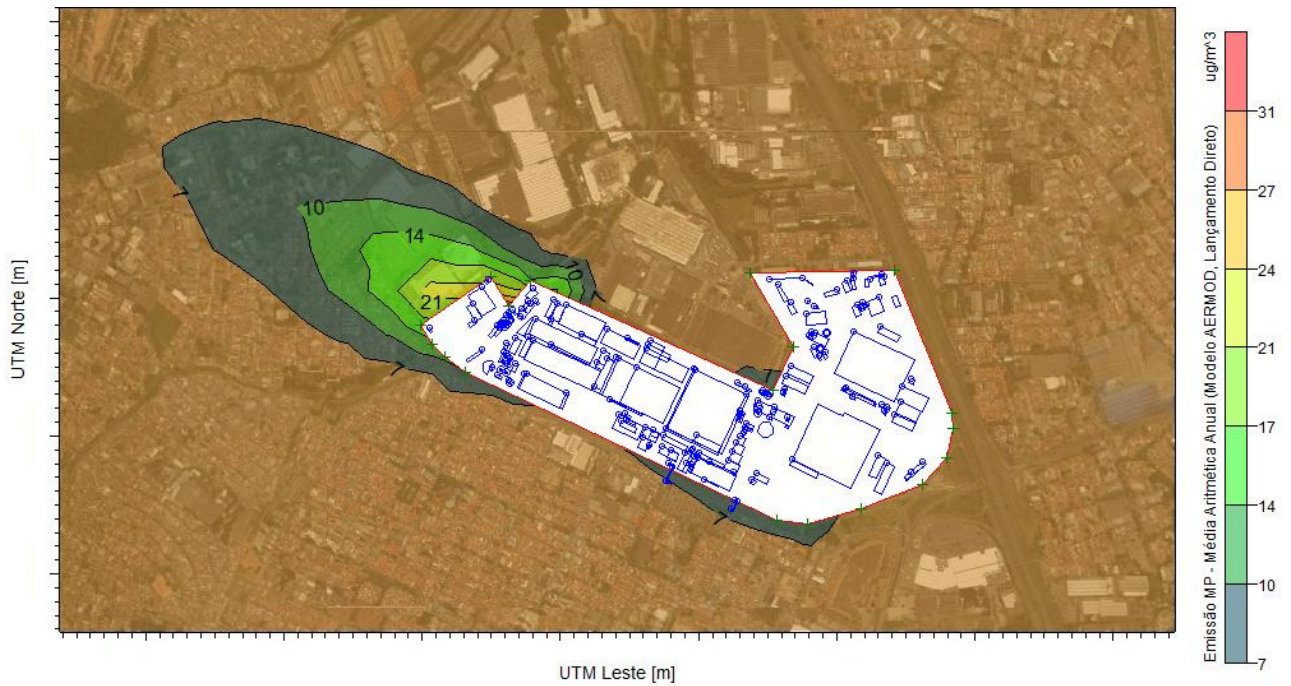


Figura 4-22: Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de MP, cenário de lançamento direto.

A Figura 4-23 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de MP no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Anual, considerando o cenário de lançamento indireto.

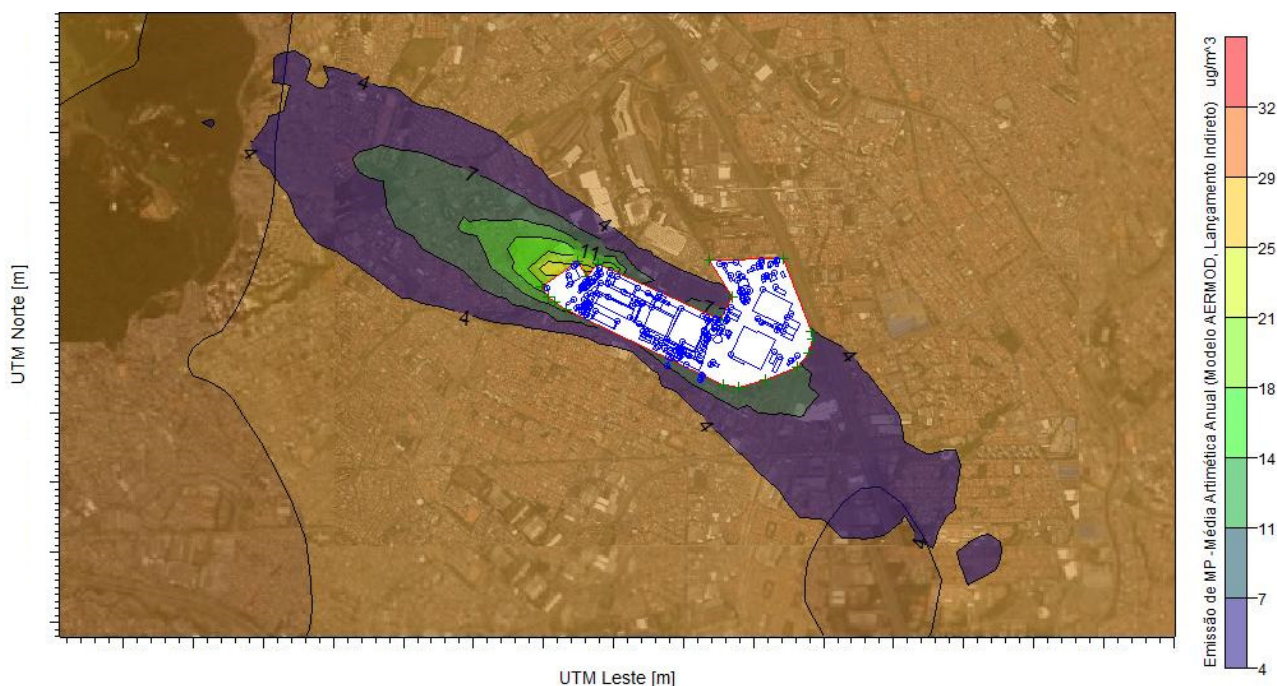


Figura 4-23: Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de MP, cenário de lançamento indireto.

Analisando os resultados das simulações, observa-se que a diferença entre os dois cenários é pequena e que os valores simulados estão abaixo do limite legal da Meta Intermediária 1 (MI1) estabelecido para o Estado de São Paulo pelo Decreto Estadual nº 59113/2013, tanto para o período de amostragem de 24 horas quanto para a Média Aritmética Anual. No entanto, estes valores superam o Padrão de qualidade (PF) do ar.

A Tabela 4-19 apresentam as concentrações da Máxima Média Diária de MP para o período meteorológico de 2014 a 2017, organizada por prédio e também pelo grupo de prédios com e sem a contribuição das fontes do prédio 41.

Tabela 4-19: Simulação da concentração de MP por prédios e por grupos de prédios no entorno da empresa, expressas em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , considerando o cenário de lançamento indireto.

FONTE	Máxima média horária $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Máxima média anual $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Pr. 21*	29,0	4,4
Pr. 34*	3,1	0,6
Pr. 41*	100,3	25,8
Pr. 46*	19,9	5,8
Pr. 67*	3,7	0,7
<b>Todas as fontes em operação, exceto as do Pr 41</b>	<b>30,9</b>	<b>7,7</b>
Todas as fontes operando simultaneamente	118,0	32

\*Considerando todas as demais fontes fora de operação

As Figuras 4-24 e 4-25 ilustram a área de abrangência de Material Particulado no entorno da empresa em estudo, sem a contribuição das chaminés do prédio 41, considerando o cenário de lançamento indireto por terem apresentado as maiores concentrações. Esta simulação corrobora para demonstrar o atendimento ao Decreto Estadual nº 59113/2013.

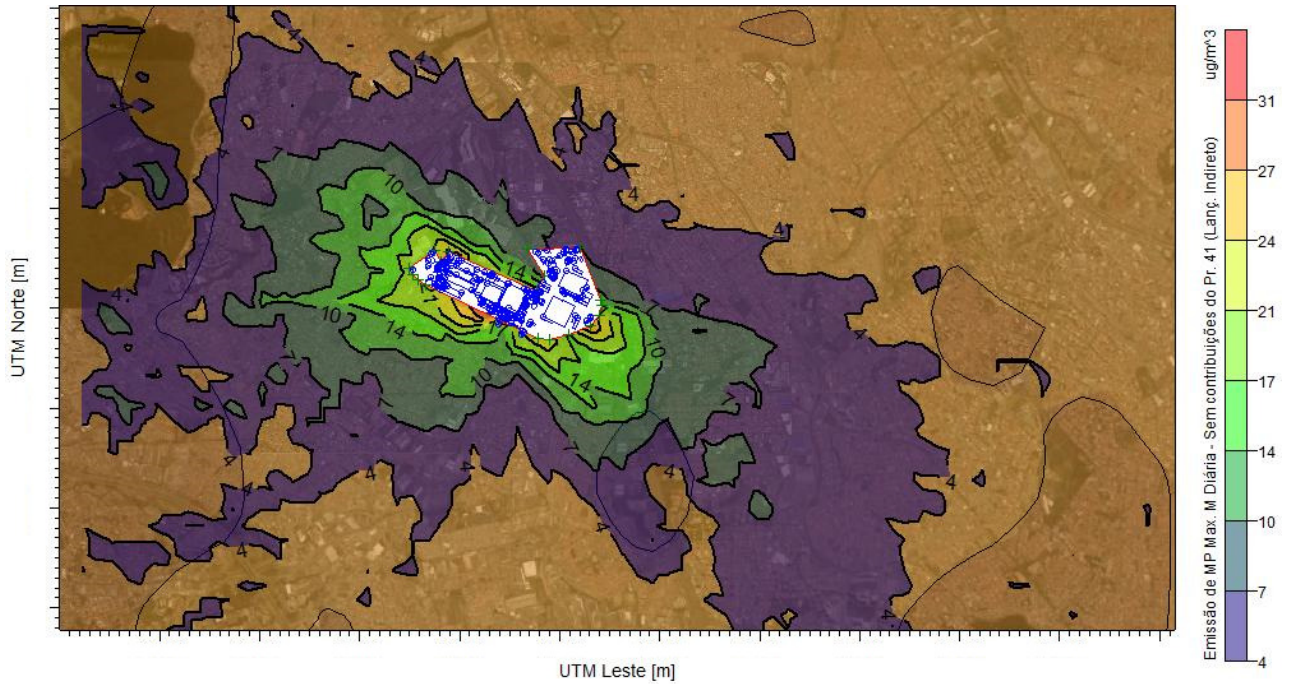


Figura 4-24: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária MP, cenário de lançamento indireto, sem as emissões de MP oriundas do prédio 41.

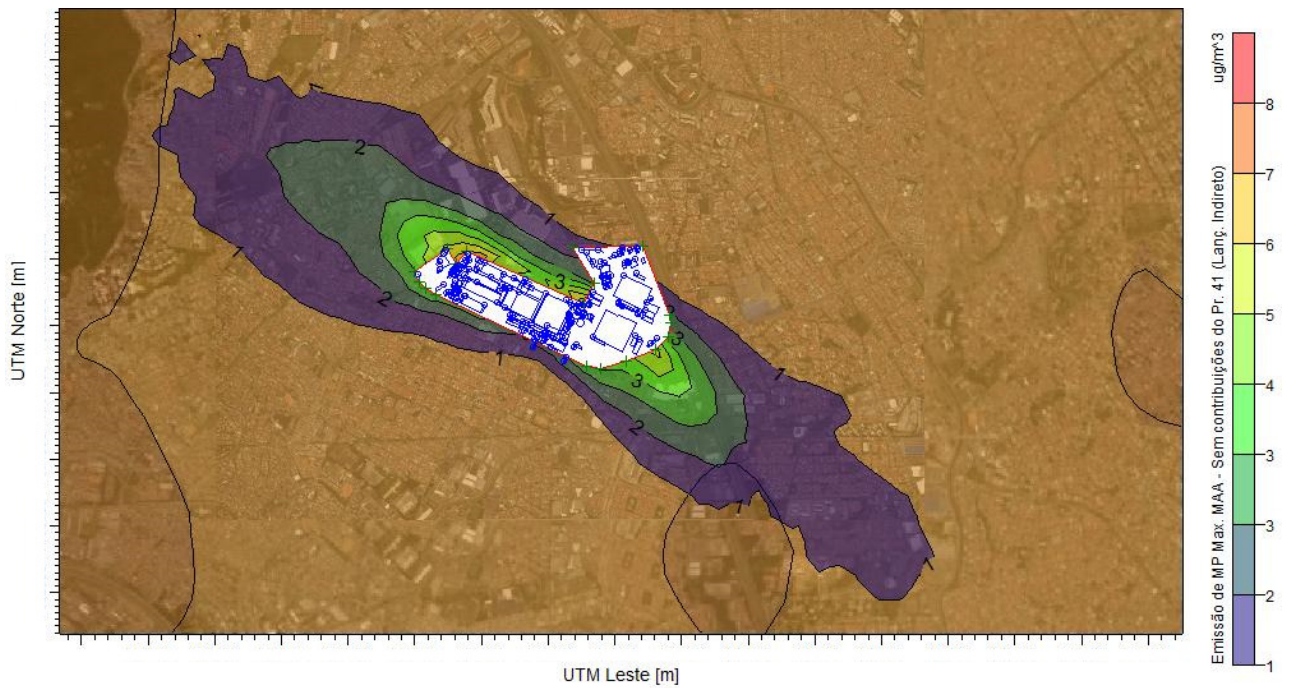


Figura 4-25: Curva de isoconcentração das máximas média anual de MP, com cenário de lançamento indireto, sem as emissões de MP oriundas do prédio 41.

Visto que o processo de pintura do prédio 41 encontra-se em fase de desativação, pode-se afirmar que a empresa alvo deste estudo não apresenta problemas significativos com relação à emissão de materiais particulados quando comparado com o Decreto Estadual nº 59113/2013, que estabelece como Meta Intermediária 1 para MP<sub>10</sub>, os limites de 120 µg/m<sup>3</sup> para o tempo de amostragem de 24 horas e 40 µg/m<sup>3</sup> para a Média Aritmética Anual.

#### 4.4.12 Hidrocarbonetos Totais - HCT

Com base na Tabela 4-13, identificou-se que as principais fontes de emissão de Hidrocarbonetos totais encontram-se nas chaminés de exaustão das cabines de pintura, totalizando 91% das emissões de HCT, dentre elas destacam-se as cabines de pintura do prédio 41 (38%) seguida pelo prédio 21 (31%) e o prédio 46 (18%).

Os resultados das simulações de dispersão dos Hidrocarbonetos Totais foram gerados através do modelo AERMOD e são demonstradas na Tabela 4-20.

Apesar de sua importância com relação a qualidade do ar, não há padrões de emissão e de qualidade para este grupo de poluentes.

Os compostos orgânicos voláteis identificados no inventário de emissões atmosféricas foram considerados como hidrocarbonetos totais para efeito do estudo de dispersão.

Tabela 4-20: Comparação das simulações matemáticas da dispersão de HCT entre os lançamentos diretos e indiretos,

	Máxima concentração média diária ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Máxima concentração média anual ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
	L. direto	L. indireto	L. direto	L. indireto
Valor Simulado - AERMOD	107	109	34	28

<sup>1</sup> Padrão secundário; L. = Lançamento ; MMA: Média Aritmética Anual ; MI: Média Intermediária 1; PF: Padrão final

A Figura 4-26 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de HCT no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Horária, considerando o cenário de lançamento direto.

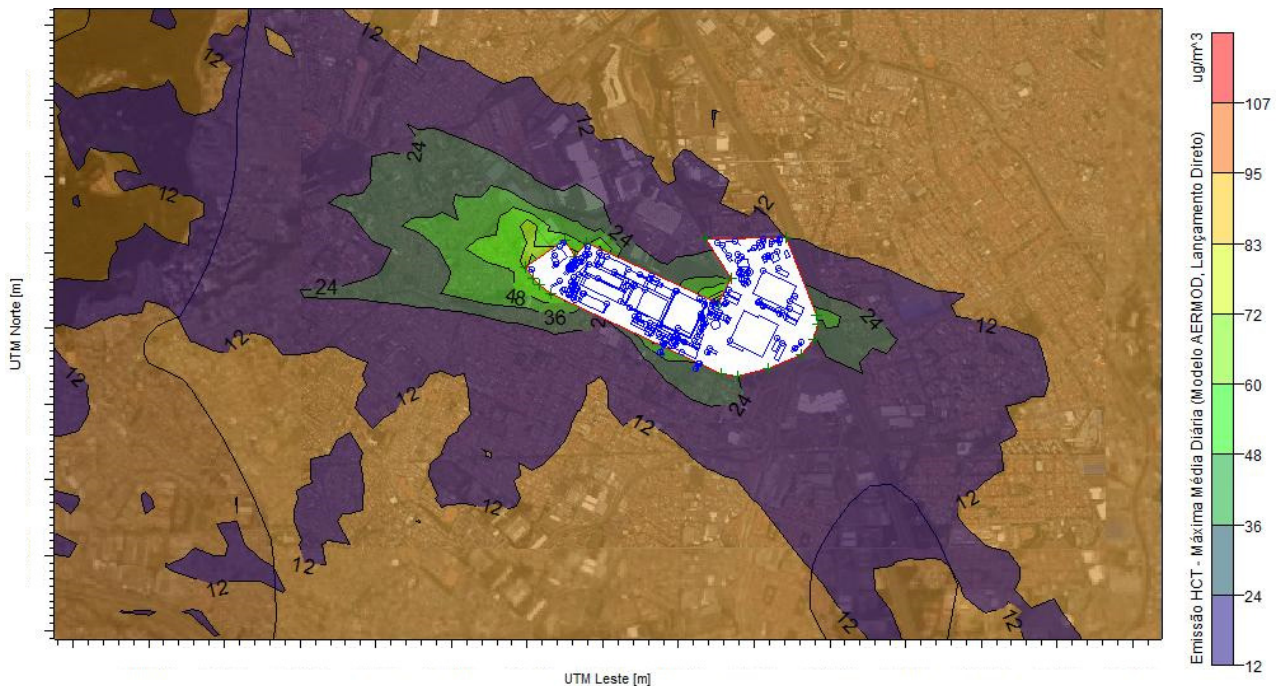


Figura 4-26: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de HCT, cenário de lançamento direto.

A Figura 4-27 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de HCT no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Diária, considerando o cenário de lançamento indireto.

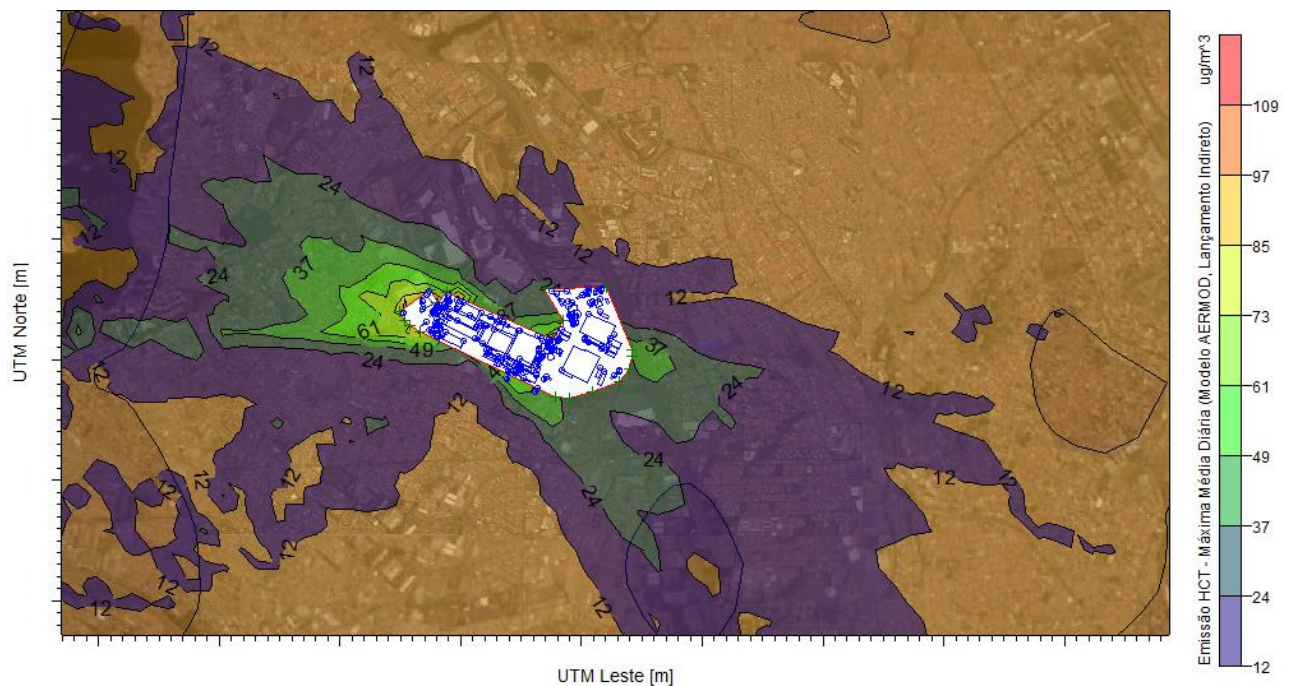


Figura 4-27: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de HCT, com cenário de lançamento indireto.

A Figura 4-28 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de HCT no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Anual, considerando o cenário de lançamento indireto.

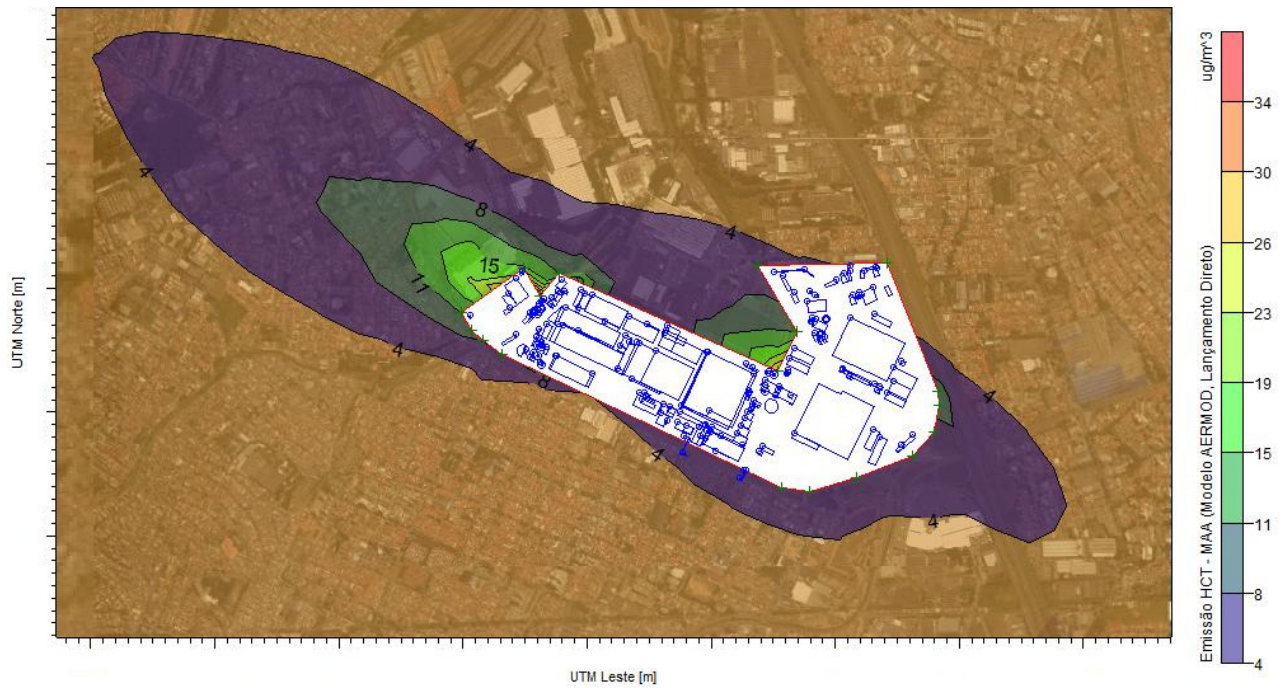


Figura 4-28: Curva de isoconcentração das máximas média anual de HCT, cenário de lançamento direto.

A Figura 4-29 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de HCT no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Anual, considerando o cenário de lançamento direto.



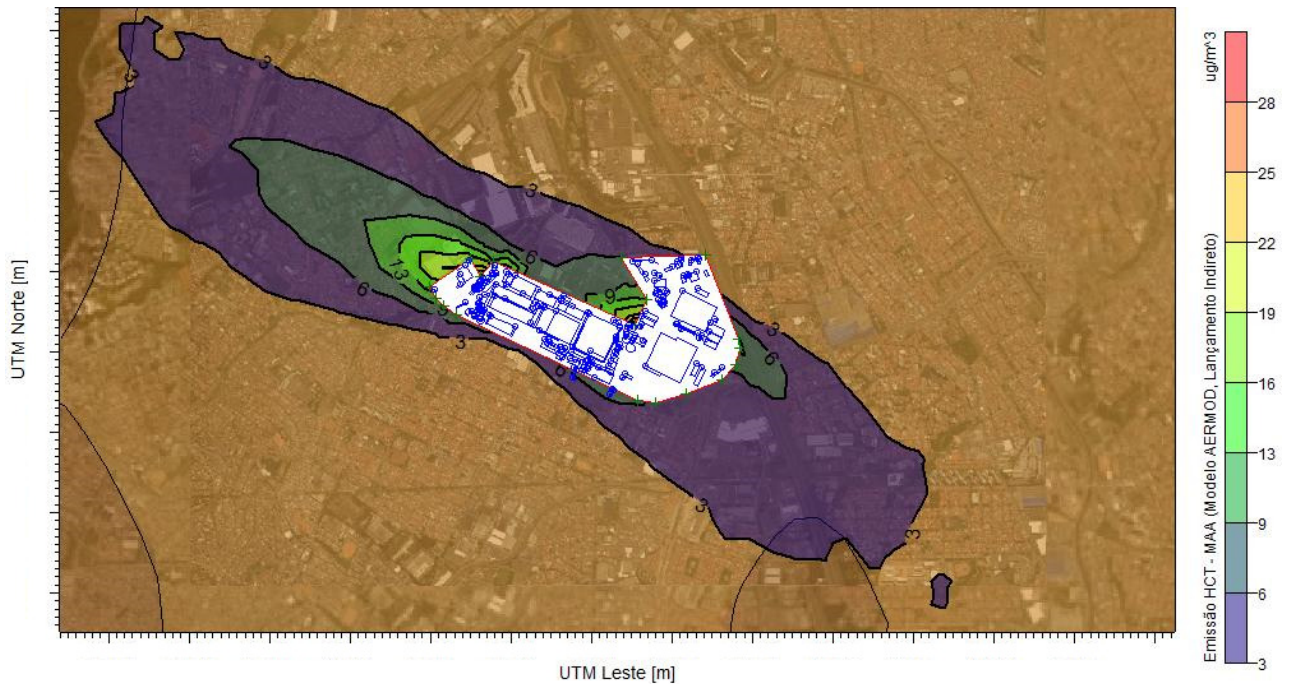


Figura 4-29: Curva de isoconcentração das máximas média anual de HCT, cenário de lançamento indireto.

A Tabela 4-21 apresenta as concentrações da Máxima Média Diária e Anual considerando o lançamento indireto, oriunda dos processos de pintura. Observa-se, que a fonte de maior contribuição em relação à concentração de poluente são as cabines de pintura do prédio 41.

Tabela 4-21: Principais fontes de HCT e suas respectivas contribuições expressas em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

FONTES	Máxima média horária $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Máxima média anual $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Pr. 21*	4,4	0,7
Pr. 34*	3,6	0,9
Pr. 41*	72,7	18,5
Pr. 46*	10,2	2,9
Pr. 67*	32,5	8,7
Tanques armazenamento Prod. Químico*	92,6	19
<b>Todos os prédios operando, exceto o Pr. 41</b>	<b>108,8</b>	<b>25,5</b>
Todos os prédios operando simultaneamente	118,9	28,2

\*Considerando todas as demais fontes fora de operação

A Tabela 4-21 demonstra que com o processo de desativação dos processos existentes no prédio 41, haverá uma redução expressiva na concentração de HCT no entorno da empresa em estudo.

A Figura 4-30 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de HCT no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Diária, considerando o cenário de lançamento indireto e sem a contribuição das emissões do prédio 41.

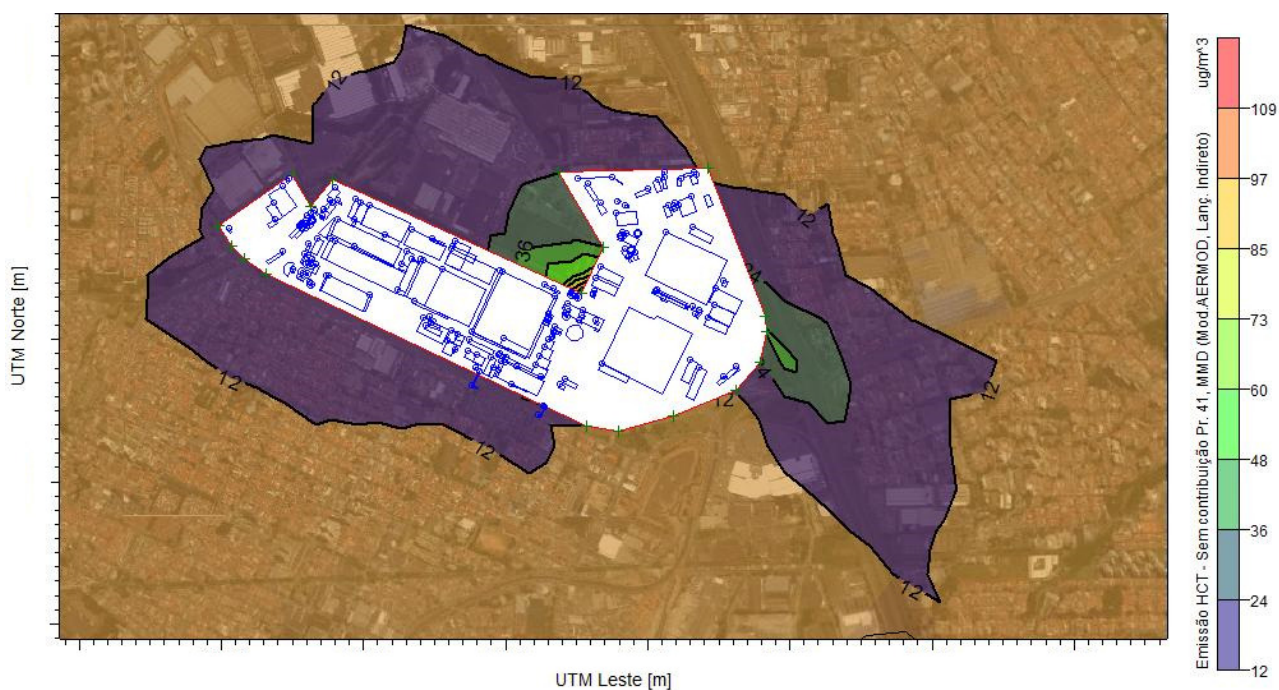


Figura 4-30: Curva de isoconcentração da Máxima Média Diária de HCT, cenário de lançamento indireto e sem a contribuição das emissões do prédio 41.

A Figura 4-31 ilustra a área de abrangência da simulação de dispersão de HCT no entorno da empresa em estudo da Máxima Média Diária, considerando o cenário de lançamento indireto e sem a contribuição das emissões do prédio 41.

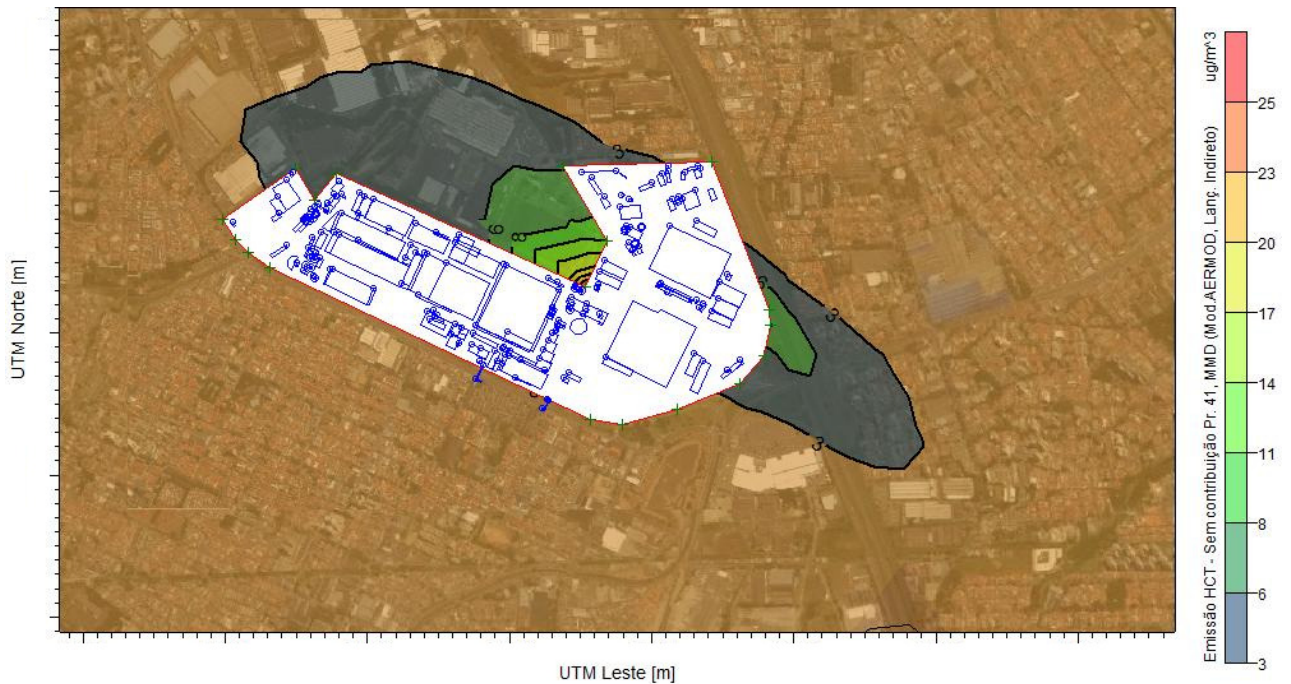


Figura 4-31: Curva de isoconcentração das máximas média anual de HCT, cenário de lançamento indireto e sem a contribuição das emissões do prédio 41.

As figuras 4-30 e 4-31 ilustram que o pico de concentração oriundo dos tanques de armazenamento de produtos químicos está relacionado ao Posto de Combustível que atende a frota interna e encontra-se próximo a divisa com uma outra empresa e não possui uma área de abrangência expressiva.

Atualmente a legislação não estabelece limites para a concentração de hidrocarbonetos totais no ar, apesar da sua relevância, quanto a geração do ozônio troposférico. Por este motivo estas emissões devem ser reduzidas ou evitadas.

#### 4.5 Análise dos resultados e método de correções

A empresa em estudo possui uma grande quantidade de fontes de emissões distribuídas por toda a área fabril, cada um com um grau de importância diferente em relação aos poluentes emitidos e suas respectivas quantidades. A Tabela 4-22 concatena a concentração estimada dos poluentes atmosféricos emitidos pelo conjunto das fontes, para cada um dos poluentes analisados e compara-os com os limites legais estabelecidos pelo Decreto Estadual 59.113/2013, assim como a diferença prevista entre os cenários de emissão direto e indireto.

Tabela 4-22: Comparativo das concentrações de poluentes estimadas no entorno da empresa, expresso em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , e sua respectiva comparação com os padrões legais de qualidade do ar, tanto para o lançamento direto quanto indireto.

POLUENTE	TEMPO AMOSTRAGEM	59.113/2013		AERMOD	
		MI1 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	PF ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	DIRETO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	INDIRETO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
MP <sub>10</sub>	24 HORAS	120	50	107	118
	MMA <sup>1</sup>	40	20	31	32
SO <sub>x</sub>	24 HORAS	60	20	1,4	1,8
	MMA <sup>1</sup>	40	---	0,4	0,5
NO <sub>x</sub>	1 HORA	260	200	645	758
	MMA <sup>1</sup>	60	40	50	57
CO	1 HORA <sup>2</sup>	---	40.000 (35 ppm)	1.346	1.346
	8 HORAS	---	10.000 (9 ppm)	686	686
HCT	24 HORAS	---	---	107	109
	MMA <sup>1</sup>	---	---	34	28

<sup>1</sup>MMA: Média Aritmética Anual ; <sup>2</sup> Dado baseado no CONAMA 03/90

MI1: Média Intermediária 1; PF: Padrão Final

Cabe realçar que as chaminés utilizadas na empresa são dotadas de chapéu chinês, dificultando deste modo a dispersão dos poluentes e elevando a concentração no entorno do empreendimento. Apesar disto, os únicos poluentes que atualmente extrapolam os padrões de qualidade do ar (MI1) e padrão final (PF) estabelecido pelo Decreto Estadual 59.113/2013 são os óxidos de nitrogênio e o material particulado, uma vez que com a desativação do processo de pintura do prédio 41, a concentração esperada de MP no cenário de lançamento indireto é de  $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para a Máxima Média Horária e de  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para a Máxima Média Anual (Tabela 4-19), logo, os valores estão abaixo do padrão final de qualidade do ar.

Os resultados demonstrados pelas simulações deixam claro que as características construtivas das chaminés do banco de teste de motores não são favoráveis à dispersão dos poluentes, tanto em virtude do uso do chapéu chinês quanto pela altura das mesmas. Logo, faz-se necessário a adoção de medidas de engenharia para enquadrar a qualidade do ar dentro dos limites legais, previsto pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013.

A simples alteração do tipo de lançamento, de indireto (uso de chapéu chinês) para o lançamento direto (lançamento sem obstrução), já reduz de forma expressiva a concentração de  $\text{NO}_x$  no entorno do empreendimento, tal como apresentado na Tabela 4-22.

Outro ponto relevante que pode ser alterado é a altura das chaminés, o que irá promover uma redução ainda mais expressiva na concentração de  $\text{NO}_x$  oriunda desta fonte.

A fim de verificar a melhor condição de lançamento deste poluente, simulou-se uma nova condição de lançamento, considerando uma única chaminé com diâmetro de 1,7 metros, com lançamento direto e uma taxa de emissão de 3,944 g/s, equivalente a somatória das taxas de emissão das chaminés existente. Os demais parâmetros operacionais foram mantidos iguais.



Observa-se pelo gráfico 4-1, que o valor máximo encontrado para uma chaminé de 12 metros de altura é inferior ao reportado na Tabela 4-22 ( $645 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Esta diferença está relacionada com a influência do efeito de Building Downwash provocada pelas características construtivas do prédio. Pode se observar ainda que a adoção de uma altura de chaminés superior a 20 metros é o suficiente para garantir o atendimento ao padrão de qualidade do ar com relação ao parâmetro  $\text{NO}_x$ , contudo a concentração máxima está próxima ao limite legal.

Outra opção de tecnologia de controle deste poluente, de acordo com Schenelle & Brown (2002), é a redução das emissões de  $\text{NO}_x$  através de técnica de redução não catalítica (SNCR), a qual utiliza a amônia ( $\text{NH}_3$ ) ou ureia ( $\text{H}_2\text{NCONH}_2$ ) para reduzir o  $\text{NO}_x$  a nitrogênio e água. Sua eficiência em um aplicação típica é da ordem de 30 a 50% de redução de  $\text{NO}_x$ .

Este processo de redução é simples, necessita apenas de uma boa mistura entre a corrente gasosa e o agente redutor (amônia ou a ureia), um tempo adequado de residência dos gases no reator e uma temperatura na faixa entre  $870^\circ\text{C}$  e  $1040^\circ\text{C}$ . De acordo com Thanh (2010) a uma temperatura de  $950^\circ\text{C}$ , o tempo de residência necessário para a conversão do  $\text{NO}_x$  é da ordem de 0,1 s.

Existem também os processos de redução catalítica (SCR), os quais apresentam uma redução na emissão de  $\text{NO}_x$ , na ordem de 70 a 90%. Para este tipo técnica há vários tipos de catalisadores. De acordo com o tipo de catalisador empregado, tem-se uma faixa de operação diferenciada, por exemplo, catalisadores a base de metais preciosos são utilizados para baixa temperatura ( $180$  a  $290^\circ\text{C}$ ), enquanto que catalisadores a base de pentóxido de Vanádio suportado em dióxido de titânio operaram na faixa de temperatura de  $260$  a  $430^\circ\text{C}$ , e os a base de zeólitos, compostos por vários tipos de silicatos de alumínio, operam na faixa de temperatura de  $450$  a  $590^\circ\text{C}$  (Schnelle & Brown, 2002).

A fim de simular a redução na concentração de poluentes com base na adoção do sistema de redução não catalítico acima descrito, modelou-se o impacto das emissões considerando que o sistema apresenta uma eficiência de 50%. Neste cenário, foram consideradas as oito (8) chaminés com as dimensões originais, onde se obteve uma concentração da Máxima Média Horária no valor de  $343 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e a Média Aritmética Anual de  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , como demonstrado nas Figuras 4-32 e 4-33.

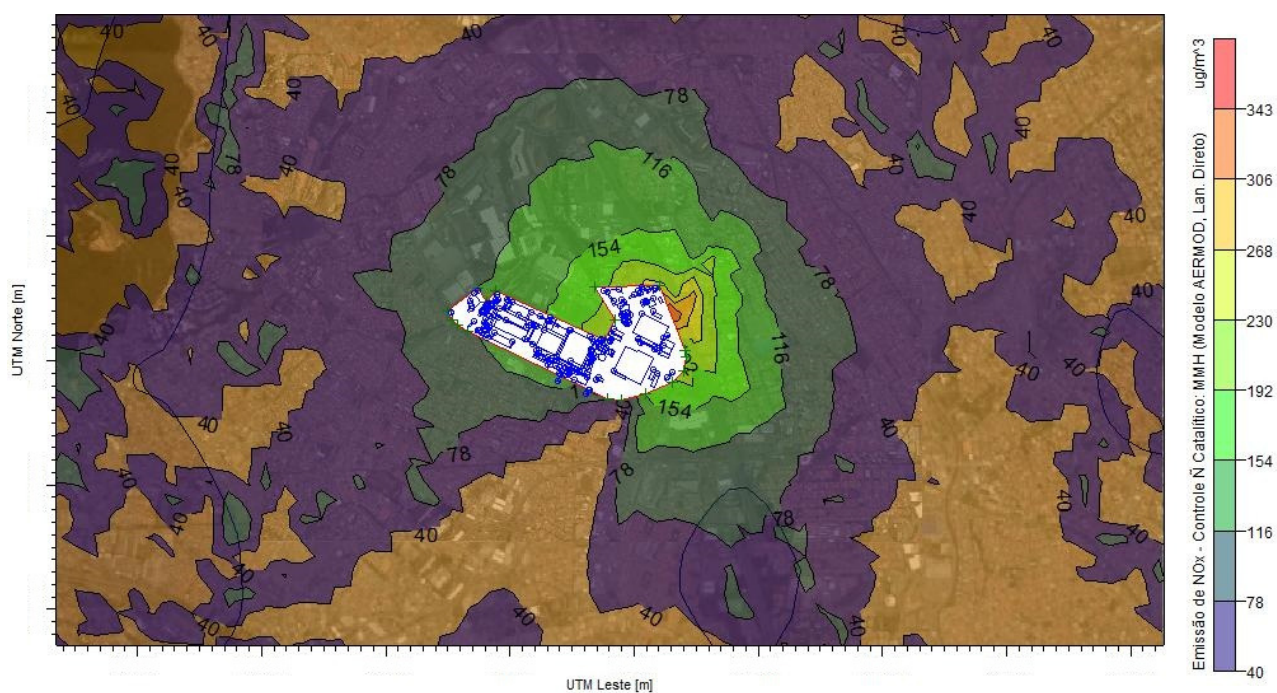


Figura 4-32: Curva de isoconcentração da Máxima Média Horária de NO<sub>x</sub>, considerando lançamento direto após sistema não catalítico.



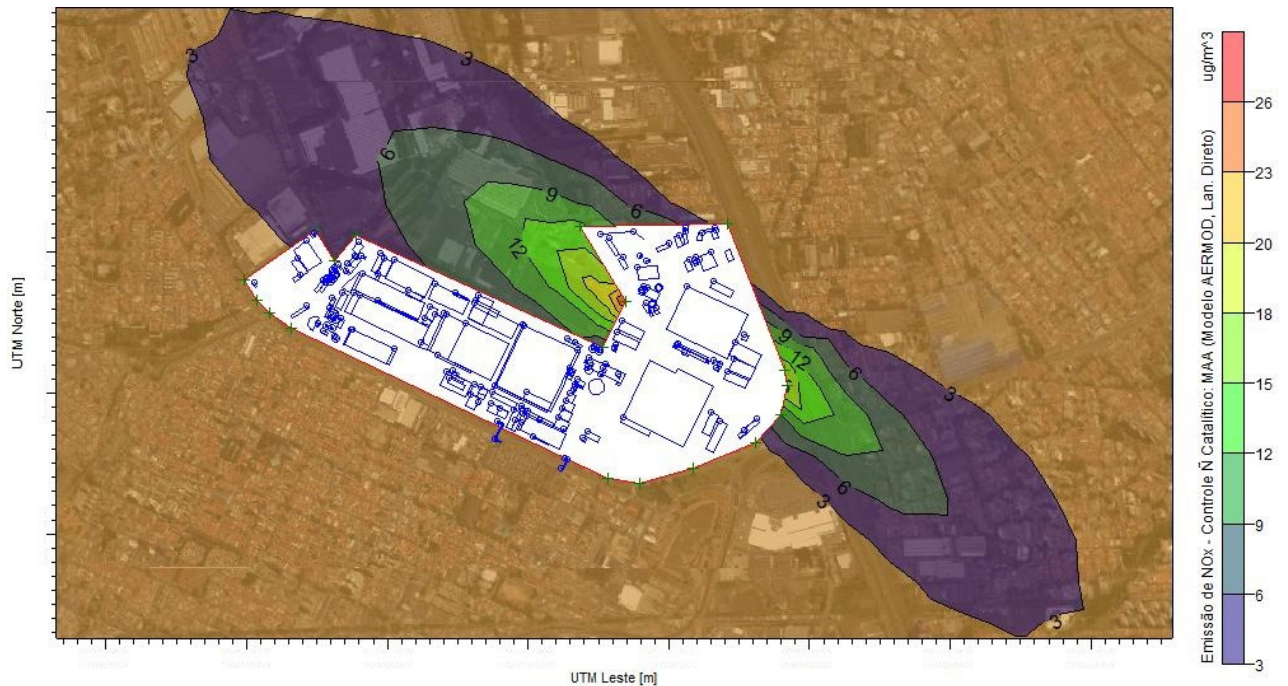


Figura 4-33: Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de NOx, considerando lançamento direto após sistema não catalítico.

Outra opção possibilidade de controle das emissões do banco de prova de motores consiste na instalação de sistemas de controle de gases iguais ao sistema veicular em cada uma das células do banco de prova. Para este caso, fez-se a simulação com base nos fatores de emissões estimados na Tabela 4-9 e preservando as condições físicas e estruturais das chaminés sem alteração.

A figura 4-34 e 4-35 ilustram as curvas de isoconcentração considerando a utilização de sistemas individuais para o controle das emissões de gases das células de teste de motores.

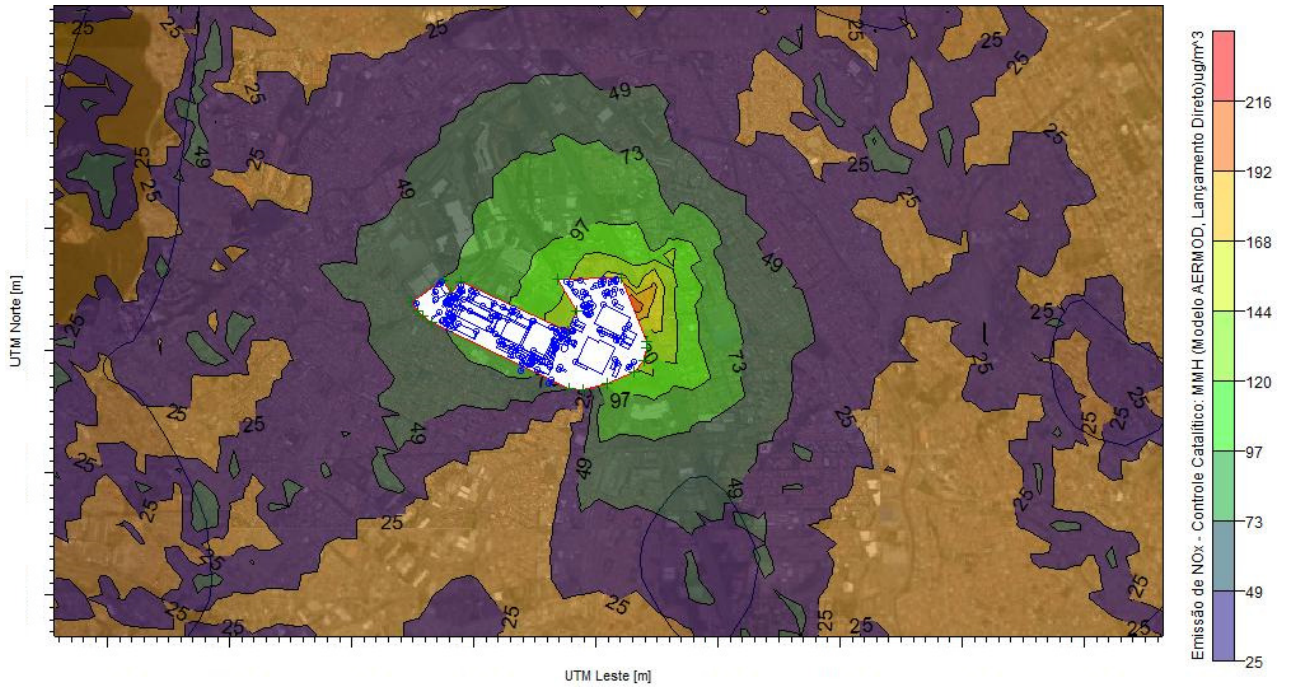


Figura 4-34 Curva de isoconcentração da Máxima Média Horária de NOx, considerando lançamento direto após passagem pelo sistema de controle veicular de emissões, considerando 8 chaminés.

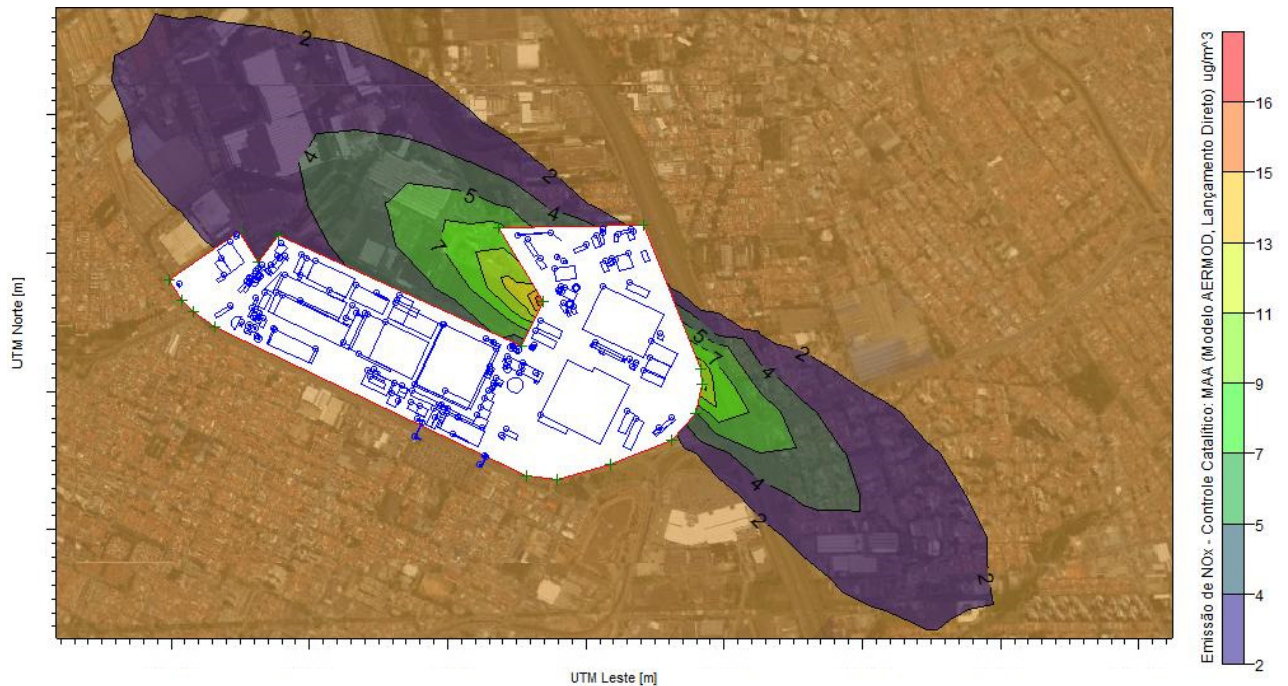


Figura 4-35 Curva de isoconcentração da Média Aritmética Anual de NO<sub>x</sub>, considerando lançamento direto após passagem pelo sistema de controle veicular de emissões, considerando 8 chaminés.

A Tabela 4-23, traz a comparação da Máxima Média Horária para a emissão de NO<sub>x</sub>, considerando os cenários de lançamento direto, lançamento indireto, alteração de altura de chaminé do banco de teste de motores, utilização de equipamentos de controle de poluente (ECP) não catalítico (SRNC), com eficiência de 50% e sistema de controle catalítico (SRC) com eficiência de 90%.

Tabela 4-23: Quadro comparativo da variação de concentração de  $\text{NO}_x$ , no entorno da empresa, comparando os cenários de lançamento direto, lançamento indireto, alteração de altura de chaminé, sistemas de controle catalítico e não catalítico.

	Máxima concentração média horária $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>Decreto Estadual 59.113/2013 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> (<math>\text{NO}_2</math>)</b>	260 MI1 200 PF
Condição Inicial (8 chaminés, com chapéu chinês)	758
Lançamento direto sem ECP	645
Utilização de ECP não catalítico, sem alteração da altura da chaminé e com lançamento direto.	343
Utilização do sistema de tratamento de gases veicular em cada um dos dinamômetros.	216
Lançamento direto em chaminé de 20 metros de altura com diâmetro de 1,7 m	177

Os dados da Tabela 4-23 demonstram que o uso do chapéu chinês e a altura e perfil construtivos das chaminés alteram de forma expressiva a dispersão de poluentes. Através destes dados, pode-se depreender que tanto a utilização de um sistema catalítico de controle de poluentes quanto a alteração do perfil construtivo das chaminés, com elevação de altura, permite enquadrar as emissões ao padrão de qualidade MI1. No entanto, considerando que o padrão de qualidade final (PF) é mais restritivo, somente a utilização de um sistema catalítico não será suficiente, deste modo quando da implementação do PF será necessário a adequação da altura de lançamento das chaminés.

## 5 CONCLUSÃO

Através do presente trabalho foi possível constatar que as emissões atmosféricas da empresa em estudo são significativas para a região onde ela encontra-se instalada, principalmente com relação à emissão de hidrocarbonetos totais e óxidos de nitrogênio (67,58 t/ano e 69,96 t/ano respectivamente), visto que estes poluentes são precursores do ozônio troposférico e a região em estudo encontra-se próximo ao padrão de qualidade do ar com relação à concentração deste último poluente, além de superarem o limite de emissão previsto no artigo 12 do Decreto Estadual 59113/2013.

Outro ponto relevante com relação ao atendimento ao padrão de qualidade do ar é o fato de que a concentração de  $\text{NO}_x$  supera o limite legal, tanto no cenário de lançamento direto quanto indireto, sendo que o segundo cenário é a condição atual de operação da empresa, além de ser o cenário que apresenta os valores mais críticos em relação a qualidade do ar respirável.

Com base nos dados levantados, verifica-se que é recomendada a alteração do tipo de lançamento de todas as chaminés fabris, para o modelo de lançamento direto, o que irá contribuir na melhoria da qualidade do ar no entorno do empreendimento. Contudo, as ações de mitigação devem ser priorizadas no banco de prova de motores, o qual foi identificado através das simulações da qualidade do ar, como a fonte crítica do processo produtivo.

Para a redução das emissões de  $\text{NO}_x$ , pode-se optar tanto pelo sistema de controle catalítico com lançamento direto, quanto pela substituição das chaminés existentes por um único duto de emissão com diâmetro superior a 1,7 metros e altura superior a 20 metros, observando que a primeira opção precisará ter a altura de lançamento ajustada quando da implementação do PF de qualidade do ar.

Com relação às emissões de HCT, observa-se na tabela 4-13 que a contribuição das emissões oriundas do prédio 21 é a mais expressiva depois das

emissões do prédio 41. Deste modo, sugere-se utilizar o pós-queimador - RTO do prédio 41, que se encontra em fase de desativação, no controle das emissões de HCT do prédio 21. Contudo, ao comparar as concentrações das Máxima Média Horária deste poluente, nota-se que a segunda maior fonte de contribuição são os tanques de armazenamento de produto químico. Tal fato está relacionado à proximidade desta fonte com o limite fabril.

Destaca-se que a adoção das medidas que reduzam as emissões de poluentes são passíveis de geração de créditos junto à CETESB, para o licenciamento de novas fontes, tal como preconizado no Decreto Estadual 59.113/2013. Para tanto, recomenda-se que tal benefício seja tratado junto ao órgão ambiental antes da realização das melhorias propostas de modo a facilitar o licenciamento de novas fontes poluentes dentro do prazo de validade dos créditos supramencionas.

## 6 Referências Bibliográficas

AMANN, M. et al. **Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution**. Copenhagen: World Health Organization, 2008.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2a ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BANERJEE, T.; BARMAN, S.; SRIVASTAVA, R. **Application of air pollution dispersion modeling for source-contribution assessment and model performance evaluation at integrated industrial estate-Pantnagar**. Volume 59, p. 865-875, India: Environmental Pollution, 2011

BARRETT, S. R.; BRITTER, R. E. **Development of algorithms and approximations for rapid operational air quality modeling**. Volume 42, p. 8105-8111, Cambridge: Atmospheric Environment, 2008.

BÖHM, G. M. **Poluição Atmosférica: Como os principais poluentes provocam doenças**. Disponível em <<http://www.saudetotal.com.br/artigos/meioambiente/poluicao/spdoencpol.asp>> Acesso em: 26 de Março de 2016

BRAGA, A. et al. **Poluição atmosférica e saúde humana**. REVISTA USP, São Paulo, n.51, p. 58-71, Setembro/Novembro, 2001.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Brasília: Diário Oficial da União, 1981.

BRASIL. Decreto nº 99.274, de 6 de Junho de 1990. **Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de Abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências**. Brasília: Diário Oficial da União, 1990b.

CETESB. **Histórico**. CETESB, 2001 Disponível em: <[http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar\\_historico.asp](http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_historico.asp)>. Acesso em: 18 de 08 de 2014,

CETESB. Decisão de Diretoria nº 10, de 12 de Janeiro de 2010. **Dispõe sobre o Monitoramento de Emissões de Fontes Fixas de Poluição do Ar no Estado de São Paulo – Termo de Referência para a Elaboração do Plano de Monitoramento de Emissões Atmosféricas (PMEA)**. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo, 2010.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2011**. São Paulo: CETESB, 2012.

CETESB. . Decisão de Diretoria nº 289/2014/P, de 08 de Outubro de 2014. **Dispõe sobre a aprovação do “Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias – PREFE 2014”, elaborado em atendimento ao Decreto Estadual nº 59.113, de 23 de Abril de 2013**. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo, 2014a.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2013**. São Paulo: CETESB, 2014b.

CETESB. **Qualidade do Ar no estado de São Paulo 2014**. São Paulo: CETESB, 2015a.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2014**. São Paulo: CETESB, 2015b.

CETESB. **Classificação de Municípios do Estado de São Paulo relativa à qualidade do ar observada**. São Paulo: CETESB, 2016a.

CETESB. **QUALAR - Sistema de Informações da Qualidade do Ar**. Disponível em: <<http://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/relMediaMensal.do?method=gerarRelatorio>>. Acesso em: 07 de Fevereiro de 2016b).

CHAPRA, S. C.; CANALE, R. P. **Métodos Numéricos para Engenharia** 5ª ed. São Paulo: McGraw-HHill, 2008.

CONAMA Resolução CONAMA nº 382, de 26 de Dezembro de 2006. **Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas**. Brasília: Diário Oficial da União, 2006.

CONAMA. Resolução CONAMA nº 05, de 30 de Agosto de 1989. **Institui o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR**. Brasília: Diário Oficial da União, 1989.

CONAMA. Resolução CONAMA nº 03, de 22 de Agosto de 1990. **Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR**. Brasília: Diário Oficial da União, 1990.

CONAMA. Resolução CONAMA Nº 436, de 22 de Dezembro de 2011. **Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de Janeiro de 2007**. Brasília: Diário Oficial da União, 2011.

DENATRAN. **Frota Uf e Ano de fabr 2000, 2001**. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/estatistica/237-frota-veiculos>>, Acesso em: 21 de Abril de 2014.



DENATRAN. **Frota Reg UF Ano de fabr DEZ2010**, 2011. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/estatistica/237-frota-veiculos>>, Acesso em: 21 de Abril de 2014.

EIIP. **Preferred and alternative methods for estimating fugitives emissions from equioment leaks**, Vol.2 - Cap. 4. , Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 1996.

EIIP. **Introduction to the Emission Inventory Improvement Program**. Vol. 1. Estados Unidos: Environmental Protection, Agency - EPA, 1997a

EIIP. **Introdution to Stationary Point Source Emission Inventory Development**. Vol. 2, Cap. 1. Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 2001a.

EIIP. **Introduction to area source emission inventory development**. Vol. 3. Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 2001b.

EPA. **Guideline for Determination of Good Engineering Practice Stack Height - Technical Support Document For the Stack Height Regulations ( EPA-450/4-80-023R)**. Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 1985.

EPA. **Memorandum - Proposal for calculating Plume Rise for Stacks with Horizontal release or Rain Caps for Cookson Pigment**. 1993. Environmental Protection Agency - EPA, disponível em: <[http://www.epa.gov/ttn/scram/guidance/mch/new\\_mch/R1076\\_TIKVART\\_9\\_JUL\\_93.pdf](http://www.epa.gov/ttn/scram/guidance/mch/new_mch/R1076_TIKVART_9_JUL_93.pdf)>, Acesso em: 17 de Fevereiro de 2015.

EPA. **Compilation of Air pollutant emission Factors - AP 42**. Vol. 1: Stationary point and Area Sources. 1995a, Environmental Protection Agency - EPA, disponível em <<https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emission-factors>>, Acesso em 26 de Junho de 2014.

EPA. **User's guide for the industrial complex (ISC3) dispersion models. Volume I - User Instruction**, Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 1995b.

EPA. **User's guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models for use in the Multimedia, Multipathway and Multireceptor Risk Assessment (3MRA) for HWIR99. VOL. 2: Description of Model Algorithms**. Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 1999a.

EPA. **User`s guide to Tanks 4.0 - Storage Tank Emission Calculation Software**. Ver. 4.0. Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 1999b.

EPA. (2001a). **User`s Guide for Water9 Software**. ver 2.0.0. Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 2001

EPA. **Air Quality Criteria for Ozone and related photochemical oxidants (Second External Review Draft)**. . Estados Unidos: Environmental Protection Agency - EPA, 2005.

EPA. **Air Quality Models**. 2010. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/scram/aqmindex.htm>>; Acesso em: 09 de Agosto de 2014

GPO. **40 CFR (PARTS 50 TO 51). PART 51—REQUIREMENTS FOR PREPARATION, ADOPTION, AND SUBMITTAL OF IMPLEMENTATION PLANS**. 2014. Springfield, EUA: Environmental Protection Agency. Disponível em:< <http://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/technical-overview-volatile-organic-compounds>>, Acesso em: 05 de Maio de 2014.

GNATOWSKA, R. **A Study of Downwash Effects on Flow and Dispersion Processes around Buildings in Tandem Arrangement**. **Polish Journal of Environmental Studies**., vol. 24. nº 4, p.1571 -1577, Polônia Pol. J. Environ. Stud., 2015.

GULIA, S., NAGENDRA, S. M., KHARE, M., KHANNA, I. **Urban air quality Management - A review**. **Atmospheric Pollution Research**, Vol. 6, p. 286-304, 2015.

HARRISON, R. M. **Pollution: Causes, Effects and Control**. 4ª ed. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 2001

IBAMA. Instrução Normativa nº 06, de 15 de Março de 2013. **Regulamenta o Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras e Utilizadoras de Recursos Ambientais - CTF/APP**. Brasília: Diário Oficial da União, 2013.

IBGE. **Censo Demográfico 2000**. 2001. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/tabelagrandes\\_regioes\\_211.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/tabelagrandes_regioes_211.shtm)>, Acesso em: 21 de 04 de 2016.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**. 2011. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/indicadores\\_sociais\\_municipais/indicadores\\_sociais\\_municipais\\_tab\\_zip.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/indicadores_sociais_municipais/indicadores_sociais_municipais_tab_zip.shtm)> Acesso em: 21 de 04 de 2016.

IBGE. **População**. 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=354870&search=sao-paulo|sao-bernardo-do-campo>> Acesso em: 7 de Dezembro de 2016

INMET. **Glossário**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=glossario#P>> Acesso em: 7 de Dezembro de 2014.

INMET. **NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DO BRASIL, PERÍODO 1961-1990 – FUNDAMENTOS DAS NORMAIS CLIMATOLÓGICAS**. Disponível em: <

<http://www.inmet.gov.br/webcdp/climatologia/normais/imagens/normais/textos/apresentacao.pdf>> Acesso em: 28 de Outubro de 2017.

JITTRA, N., PINTHONG, N., THEPANONDH, S. **Performace Evaluation of AERMOD and CALPUFF air dispersion models in industrial complex area. Air, Soil and Water Research**, Tailândia: Air, Soil and Water Research p. 87-95, 2015.

KRISHNA, T. R., REDDY, M., REDDY, R., & SINGH, R. **Impact of an industrial complex on the ambient air quality: Case study using a dispersion model**. India: Atmospheric Environment, Volume 39, p. 5395-5407, 2005.

LAKES ENVIRONMENTAL. (Maio de 2013). **Lakes Environmental e-Newsletter**. 2013. Disponível em: <<http://www.weblakes.com/Newsletter/2013/May2013.html>> Acesso em 17 de Fevereiro de 2015.

LATEB, M., et. al.. Environmental Pollution, vol. 208, p. 271-273, 2015. **On the use of numerical modeling for near-field pollutant dispersion in urban environments - A review**

LIU, D. H., et al. **Environmental Engineer's Handbook**. cap. nº 5, Air Pollution. Boca Raton: CRC Press LLC, 1999

LOPEZ, J., MANDUJANO, C. **Estimation of the impact in the air quality by use of clean fuels (fuel oil versus natural gas)**. Catalysis Today, Volume 106, 176-179, 2005.

MACDONALD, G. J. et al. **Air Quality and Stationary Source Emission Control**. Washington, DC, USA: National Academies Press, 1975.

MANAHAN, S. E. **Fundamentals of Environmental Chemistry**. Boca Raton: CRC Press LLC, 2001

MCNOLDY, Brian D, **Vertical Distribution of Water Vapor Using Satellite Sounding Methods with New Aircraft Data Validation**. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 2001.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compromisso pela Qualidade do Ar e Saúde Ambiental**. Brasília, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Registro de Emissões e Transferência de Poluente - RETP**. Vol. 1. 2010. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa\\_prorisc\\_upml/\\_arquivos/retp\\_brasil\\_volume\\_1\\_82.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_prorisc_upml/_arquivos/retp_brasil_volume_1_82.pdf)>. Acesso em: 20 de Junho de 2014.

NGUYEN, T. D. B, et. al. **Experiment and CFD simulation of hybrid SNCR–SCR using urea solution in a pilot-scale reactor**. Computers & Chemical Engineering, 34(10), pp. 1580–1589, 2010.

PAINÉ, R., WARREN, L. L., MOORE, G. E. **Source characterization refinements for routine modeling applications.** Atmospheric Environment(129), pp. 55-67, 2016.

SÃO PAULO. Decreto Estadual 59.113, de 23 de Abril de 2013. **Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas.** São Paulo, Brasil: Diário Oficial do Estado de São Paulo.

SÃO PAULO. Lei nº 997, de 31 de Maio de 1976a. **Dispõe sobre o Controle da Poluição do Meio Ambiente.** São Paulo, Brasil: Diário Oficial do Estado de São Paulo.

SÃO PAULO. Decreto Estadual 8.468, de 8 de Setembro de 1976b. **Aprova o Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de Maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente.** São Paulo, Brasil: Diário Oficial do Estado de São Paulo.

SCHULMAN, L. L. et al. **Development and Evaluation of the PRIME Plume Rise and Building Downwash Model.** Journal of the Air & Waste Management Association, 2000.

SCHNELLE, K. B., Brown, **Air pollution control technology handbook,** CRC Press, 2002.

SEINFELD, J. H., PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change.** A Wiley-Interscience, 1997.

SIQUEIRA, L. C. **Avaliação do impacto das emissões de metais geradas no coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento.** São Paulo, Brasil: Universidade de São Paulo, 2005.

SOGABE, M. N., SATO, M. K., CERULLO, H. **PREFE 2014. Plano de redução de emissão de fontes estacionárias.** São Paulo, Brasil: CETESB, 2014.

SUNDQVIST, H., BERGE, E., e KRISTJÁNSSON, J. E. **Condensation and cloud parameterization studies with a mesoscale numerical weather prediction model.** American Meteorological Society, v. 117, p. 1641-1657, 1989.

STATHOPOULOS, T. et al. The effect of stack height, Stack location and rooftop structures on air intake contaminations. Montreal, Quebec: IRSST, 2004.

STATHOPOULOS, T. et al. **Environmental Wind Engineering and Design of Wind Energy Structures.** New York: SpringerWien, 2011.

THÉ, J. L., THÉ, C. L., JOHNSON, M. A. **User's Guide. AERMOD View Interface for the U.S EPA ISC and AERMOD Models.** Waterloo, Ontario, Canada: Lakes Environmental, 2009.

UNIÃO EUROPEIA. **Directive 2004/42/ce of the European Parliament and of the Council,** de 21 de Abril de 2004. Relativa à limitação das emissões de compostos

orgânicos voláteis resultantes da utilização de solventes orgânicos em determinadas tintas e vernizes e em produtos de retoque de veículos e que altera a Directiva 1999/13/CE

USA. **Code of Federal Regulations. Title 40, section 51.100.** 2012. Disponível em: <<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2012-title40-vol2/pdf/CFR-2012-title40-vol2.pdf>>. Acesso em: 14 de Agosto de 2015.

USA. **Federal Register: 40 CFR Part 51. Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions; Final Rule, Part III.** 2005. Disponível em: <[https://www3.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw\\_05.pdf](https://www3.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw_05.pdf) >. Acesso em: 14 de Agosto de 2015.

VALLERO, D. A. **Fundamentals of Air Pollution**, 4<sup>a</sup> edição. California: Academic Press, 2008.

WANG, J. H., TSAI, C.-T., CHIANG, C.-F. **Screening procedure for airborne pollutants emitted from a high-tech industrial complex in Taiwan.** Chemosphere, p. 268-275, 2015.

WHO. **Indoor Air Quality: organic pollutants.** Berlin: WHO, 1987.

WHO. **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.** Geneva: WHO, 2005.

WHO. **Ambient (outdoor) air quality and health - Fact sheet n° 313.** Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>, Acesso em: 21 de Abril de 2014

WILTON, E. **Good Practice Guide for preparing emission inventories.** Governors Bay: The Crown (acting through the Minister for the Environment), 2001.

WINGE, M. et al. **Glossário Geológico Ilustrado.** Disponível em: <<http://sigep.cprm.gov.br/glossario/index.html> Acesso em: 27 de Novembro de 2016.

ZHAO, Q., BLACK, T. L. e BALDWIN, M., E. **Implementation of the Cloud Prediction Scheme in the Eta Model at NCEP.** American Meteorological Society, v. 12, p. 697-712. 1997.