

Felipe Del Mônico dos Santos Lopes de Avelar

**MODELAGEM E SIMULAÇÃO DA EMISSÃO DE MATERIAL
PARTICULADO A PARTIR DA QUEIMA DE BAGAÇO EM
UMA USINA DE AÇÚCAR E ÁLCOOL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química.
Orientador: Prof. Dr. Marinho Bastos Quadri

Florianópolis
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Avelar, Felipe Del Mónico dos Santos Lopes de
A PARTIR DA QUEIMA DE BAGAÇO EM UMA USINA DE AÇÚCAR E
ÁLCOOL / Felipe Del Mónico dos Santos Lopes de Avelar ;
orientador, Marinho Bastos Quadri - Florianópolis, SC,
2013.
127 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química.

Inclui referências

1. Engenharia Química. 2. Material Particulado. 3.
Dispersão Atmosférica. 4. Modelagem Computacional. I.
Quadri, Marinho Bastos. II. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.
III. Título.

AGRADECIMENTOS

Dedico este trabalho primeiramente ao meu pai e a minha mãe que me apoiaram e me forneceram tudo o que precisei para chegar a este ponto.

Agradeço a minha namorada Munique por estar sempre comigo em todos os momentos.

Agradeço a orientação e a atenção recebidas de meu orientador, Professor Marinho.

Agradeço aos meus familiares que sempre se preocuparam comigo e rezaram pelo meu sucesso.

Aos amigos que tornaram as semanas mais agradáveis, deixo meu obrigado.

Aos professores e alunos com quem fiz disciplina, pelas horas de trabalho e estudo dedicadas.

Aos funcionários do departamento, principalmente da pós graduação, pela atenção.

A Deus que esteve sempre presente.

*A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar
o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”
(Arthur Schopenhauer)*

RESUMO

A proposta deste trabalho é a modelagem fenomenológica de uma chaminé expelindo material particulado com diâmetro médio de 10 μm (MP_{10}), 15 μm e 20 μm utilizando dados adquiridos ao longo de um ano de funcionamento de uma usina de açúcar e álcool. Com este modelo, pretende-se estudar o comportamento do material particulado em meio ao escoamento do ar ambiente, determinando-se o grau de dispersão e as distâncias percorridas pelo mesmo, a fim de se verificar se haveria risco de doenças respiratórias para a população próxima à indústria. O modelo elaborado passou por testes de validação. O trabalho de Hall *et al.* (1998), que trata sobre dispersão de partículas em túnel de vento foi utilizado para esse fim. O modelo testado apresentou resultados adequados para a dispersão de partículas de vidro de 105 μm , conforme os dados fornecidos no trabalho supracitado. No modelo de emissão de particulado, três simulações foram conduzidas para melhor avaliar os efeitos e as diferenças entre um modelo de escoamento turbulento não isotérmico e um modelo misto não isotérmico (laminar fora da chaminé e turbulento em seu interior). O modelo de emissão de material particulado produziu um comportamento físico consistente com dados encontrados na literatura para particulados da classe MP_{10} . A altura da chaminé (25 m) que pode lançar as partículas até cerca de 80 m do nível do chão permite deslocá-las com eficiente dispersão por longas distâncias, reduzindo assim grandemente qualquer risco para a saúde humana. O material particulado de 10 μm chega ao chão em aproximadamente 3 h e 30 min e pode permanecer no ar por tempo indeterminado, dependendo de seu tamanho ($<10 \mu\text{m}$) e das condições de vento.

Palavras chave: Material particulado, doenças respiratórias, simulação, fluidodinâmica, usina de açúcar, dispersão atmosférica.

ABSTRACT

The purpose of this study is the phenomenological modeling of a chimney spewing particulate matter with a diameter of 10 μm (PM_{10}), 15 μm and 20 μm using data acquired over an operation year in a sugar plant. With this model, we intend to study the behavior of particulate matter in the air flow through the environment, determining the degree of dispersion and the distances traveled by the same in order to verify if there is risk of respiratory diseases for the population near industry. The model developed has undergone validation testing. The work of Hall *et al.* (1998), which deals with dispersion of particles in the wind tunnel was used for this purpose. The model tested showed adequate results for the dispersion glass particulates of 105 μm according to the data provided in the above mentioned study. In the model of particle emission, three simulations were conducted to further evaluate the effects and differences between a not isothermal turbulent flow model and a non-isothermal mixed model (laminar outside the chimney and turbulent inside). The model emission of particulate matter produced a physical behavior consistent with literature data for PM_{10} particulates class. The stack height (25 m) which can shed particles up to about 80 m from ground level allows them to move efficiently dispersing over long distances, thus greatly reducing any risk to human health. Particulate matter comes to the ground in about 3 h 30 min and can stay in the air indefinitely depending on their size (<10 micrometers) and wind conditions.

Keywords: Particulate matter, respiratory diseases, simulation, fluid dynamics, sugar plant, CFD, atmospheric dispersion.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1- Média de vendas mensais de Gasolina e Etanol hidratado de 2007-2012. | 2 |
| Figura 2 - Balanço de massa em uma usina de açúcar | 9 |
| Figura 3 - Comparação entre o diâmetro de um fio de cabelo e o diâmetro do material particulado..... | 26 |
| Figura 4 - Diâmetro de área projetada..... | 27 |
| Figura 5 - Diâmetro de Stokes..... | 27 |
| Figura 6 - Diâmetro aerodinâmico equivalente | 27 |
| Figura 7 - Tempo de residência médio para as partículas em suspensão em função do seu tamanho | 30 |
| Figura 8 - Gráfico para cálculo de coeficiente de arraste através do número de Reynolds de partícula. | 37 |
| Figura 9 - Esboço do experimento de validação. | 46 |
| Figura 10 - O domínio computacional se inicia a δ_w de distância da parede para condições de contorno de parede. | 50 |
| Figura 11 – Representação do domínio de cálculo utilizado nos testes de validação. | 54 |
| Figura 12 – Detalhe do domínio mostrando a chaminé e o tubo injetor de partículas para os testes de validação. | 55 |
| Figura 13 – Detalhe do domínio mostrando o tubo de injeção de partículas para os testes de validação. | 56 |
| Figura 14 - Modelo de emissão atmosférica..... | 61 |
| Figura 15 – Detalhe da chaminé do modelo de emissão de partículas. . | 62 |
| Figura 16 - Malha grosseira com 48 mil elementos. | 67 |
| Figura 17 - Malha mais refinada com 203 mil elementos. | 68 |
| Figura 18 - Gráfico de avaliação das 2 malhas utilizadas para o modelo de validação a 50m da chaminé..... | 69 |
| Figura 19 - Gráfico de avaliação das 2 malhas utilizadas para o modelo de validação a 275m da chaminé..... | 69 |
| Figura 20 – Vista do campo de velocidades da chaminé e região a jusante, obtido com a nova malha para o modelo de validação (acima). Vista global do domínio de cálculo com velocidades e linhas de corrente para o modelo de validação (abaixo)..... | 70 |
| Figura 21 - Vista do campo de velocidades na chaminé e à sombra do escoamento obtido com a nova malha para o modelo de validação. | 71 |
| Figura 22 – Vista com a presença de linhas de corrente da região a jusante da chaminé - Resultado com a nova malha para o modelo de validação. | 71 |

| | |
|---|----|
| Figura 23 – Campo de velocidades e linhas de corrente na região à sombra do escoamento do lado de fora da chaminé para o modelo com a nova malha. | 72 |
| Figura 24 – Vista da saída da chaminé com resultados da nova malha para o campo de velocidades e linhas de corrente para o modelo de validação. | 72 |
| Figura 25 – Vista do plano horizontal na boca da chaminé - Resultado do modelo de validação com a nova malha expresso por meio de linhas de isovalores de velocidade. | 73 |
| Figura 26 - Mapa de Pointcaré mostrando a distribuição de partículas em algumas zonas de contagem para os modelos W2 e S2. | 75 |
| Figura 27 - Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno Slip com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição S2. | 77 |
| Figura 28 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno No Slip com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição S2. | 77 |
| Figura 29 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno Slip com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição W2. . | 78 |
| Figura 30 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno No Slip com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição W2. | 78 |
| Figura 31 - Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno <i>No Slip / Bounce</i> (apenas na chaminé) com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição S2. | 79 |
| Figura 32 - Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno <i>No Slip / Bounce</i> (apenas na chaminé) com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição W2. | 80 |
| Figura 33 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno <i>No Slip / Bounce</i> (chaminé + condição de simetria) com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição S2. | 80 |
| Figura 34 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno <i>No Slip / Bounce</i> (chaminé + condição de simetria) com o resultado de Hall <i>et al.</i> (1998) na condição W2. | 81 |
| Figura 35 - Gráfico da altura da partícula ao longo do tempo no modelo de 1000m de comprimento. | 82 |
| Figura 36 - Gráfico de velocidade da partícula ao longo do tempo no modelo de 1000 m de comprimento. | 82 |
| Figura 37 - Gráfico da altura das partículas com 10 micra, 15 micra e 20 micra ao longo do tempo, no modelo misto de 6000 m de comprimento. | 83 |

| | |
|--|----|
| Figura 38 - Gráfico de velocidade das partículas com 10 micra, 15 micra e 20 micra ao longo do tempo, no modelo misto de 6000 m de comprimento. | 84 |
| Figura 39 - Distribuição inicial das partículas na chaminé para $t = 0$ s. | 85 |
| Figura 40 - Visão do perfil de temperatura na saída da chaminé. | 85 |
| Figura 41 - Foto da dispersão de vapor e material particulado da chaminé da usina de cana-de-açúcar. | 86 |
| Figura 42 - Variação de temperatura na boca da chaminé. Resultado do escoamento do modelo misto (turbulento + laminar) com isovalores de temperatura. | 87 |
| Figura 43 - Visão do perfil de velocidade na saída da chaminé. | 87 |
| Figura 44 - Diferença de escoamento em três distâncias contadas a partir do centro da chaminé ao longo do eixo x (500 m, 2500 m e 5500 m) para 3 malhas do modelo misto (turbulento + laminar). | 88 |
| Figura 45 - Diferença de escoamento em três distâncias contadas a partir do centro da chaminé ao longo do eixo x (500 m, 2500 m e 5500 m) para 3 malhas do modelo turbulento. | 90 |
| Figura 46 - Variação da velocidade da partícula com o tempo em diferentes malhas no modelo turbulento de 6000m de comprimento. | 90 |
| Figura 47 - Variação da altura da partícula com o tempo em quatro diferentes malhas no modelo turbulento de 6000 m. | 91 |
| Figura 48 - Comportamento das partículas com diferentes malhas para o modelo misto (laminar + turbulento) e modelo turbulento. | 92 |
| Figura 49 - Foto do material particulado saindo da chaminé da usina de açúcar e álcool. | 92 |
| Figura 50 - Vista do modelo de emissão de partícula. A – Vista superior | 93 |
| Figura 51 - Comportamento das partículas com diferentes malhas para o modelo misto (laminar + turbulento) e modelo turbulento para o domínio com 10 km de extensão. | 94 |
| Figura 52 - Gráfico de velocidade das partículas com 10 micra, 15 micra e 20 micra ao longo do tempo no modelo turbulento de 10.000 m de extensão. | 94 |
| Figura 53 - Diferença entre a altura das partículas no modelo isotérmico turbulento e no modelo não isotérmico turbulento. | 96 |
| Figura 54 - Velocidade médias das partículas ao longo do tempo no modelo isotérmico turbulento e no modelo não isotérmico turbulento. | 96 |
| Figura 55 - Análise do escoamento na saída da chaminé para as três diferentes malhas do modelo turbulento (grosseira, intermediária e refinada). | 97 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Impactos ambientais do processo de produção de açúcar sobre o meio ambiente..... | 10 |
| Tabela 2 – Composição elementar do bagaço em base seca. | 11 |
| Tabela 3 – Eficiência fracionada de coletores de material particulado em função da distribuição de tamanho das partículas (em porcentagens)... | 13 |
| Tabela 4 - Classificação segundo a eficiência energética..... | 14 |
| Tabela 5 – Principais parâmetros operacionais de alguns lavadores..... | 15 |
| Tabela 6 - Padrões primários e secundários de poluentes atmosféricos no Paraná..... | 21 |
| Tabela 7 – Composição química, em termos de óxidos, da cinza do bagaço produzida a 600 °C..... | 29 |
| Tabela 8 – Características físicas da cinza do bagaço produzida com queima a 600°C..... | 29 |
| Tabela 9 – Limites de emissão (1) para poluentes atmosféricos provenientes de processos de geração de calor, a partir da combustão externa de bagaço de cana-de-açúcar. | 31 |
| Tabela 10 - Valores máximos permitidos segundo a SEMA para geração de calor a partir de bagaço de cana de açúcar. | 33 |
| Tabela 11 - Valores assumidos pelo coeficiente de arraste de acordo com o número de Reynolds de partícula. | 36 |
| Tabela 12 - Valores para as constantes de turbulência..... | 49 |
| Tabela 13 - Valores iniciais de velocidade para os subdomínios do modelo de validação..... | 55 |
| Tabela 14 - Valores das constantes de turbulência..... | 58 |
| Tabela 15 - Valores utilizados para construir as malhas utilizadas no modelo de validação..... | 59 |
| Tabela 16 - Parâmetros das malhas do modelo de validação. | 68 |
| Tabela 17 - Valores atingidos pelas três partículas estudadas no modelo misto (turbulento + laminar) e no modelo turbulento. | 95 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- A** – Área total seccional selecionada de fronteiras;
C – Concentração ambiente de partículas próximas à superfície;
 C_D – Coeficiente de arraste;
 C_p – Calor específico a pressão constante (J/(kgK));
 $C_{\varepsilon 1}$ – Constante experimental;
 $C_{\varepsilon 2}$ – Constante experimental;
 C_μ – Constante experimental;
D – Distância de paragem (m);
 d_p – diâmetro da partícula (m);
****F**** – Vetor força gravitacional (N/m³);
 F_g – Força gravitacional atuando nas partículas (N);
 F_l – Força exercida na partícula (N);
g – Aceleração gravitacional;
H – Altura da chaminé (m);
 h_{in} – Entalpia inicial (J);
 h_∞ – Entalpia final (J);
****I**** – Matriz identidade;
 I_T – Intensidade de turbulência;
 k_t – Condutividade térmica (W/(mK));
k – Energia cinética turbulenta (m²/s²);
****K**** – Concentração adimensional;
****K**** – Resultante tangencial das forças viscosas junto à parede (N/m²);
 κ_v – Constante de Von Karman;
 L_T – Comprimento turbulento (m);
m – Massa de partículas por unidade de área;
M – Massa de partículas é descarregada a partir da fonte em relação ao mesmo tempo;
 m_p – Massa da partícula (kg);
****n**** – Limite normal exterior (kg/(m²/s));
p – Pressão (Pa);
 p_A – Pressão do componente A (Pa);
 P_k – Produção de energia cinética turbulenta (W/m³);
 p_0 – Pressão de entrada (Pa);
 p_∞ – Pressão de saída (Pa);
 Q – Fonte de calor (W/m³);
 Q_d – taxa de descarga;

Q_{vh} – Calor viscoso (W/m^3);
 q – Fluxo de calor por condução (W/m^2);
 q_p – Posição da partícula;
 q_0 – Posição inicial da partícula;
 q_0 – Fluxo de calor para o interior (W/m^2);
 Re_r – Número de Reynolds associado a partícula;
 S – Tensor de deformação ($1/s$);
 T – Matriz transposta;
 T – Temperatura absoluta (K);
 t – Tempo (s);
 T_{in} – Temperatura de entrada (K);
 T_0 – Temperatura inicial (K);
 T_∞ – Temperatura de saída (K);
 u – Vetor de velocidade do fluido (m/s);
 U – Campo de velocidade (m/s);
 u_τ – Velocidade de atrito (m/s);
 u_{tang} – Velocidade tangencial à parede (m/s);
 U – Velocidade do vento;
 U_0 – Magnitude da velocidade inicial (m/s);
 v – Velocidade da partícula (m/s);
 v – Vetor de velocidade da partícula (m/s);
 v_c – Velocidade de contato (m/s);
 v_f – Velocidade das partículas em queda;
 v_0 – Velocidade inicial da partícula (m/s);
 W_p – Trabalho (W/m^3);
 α – Ângulo médio de queda;
 δ_w^+ – Distância da função parede(m);
 ε – Dissipação da energia cinética turbulenta (m^2/s^3);
 μ – Viscosidade dinâmica (Pa.s);
 μ_T – Viscosidade turbulenta (m^2/s);
 ρ – Massa específica (kg/m^3);
 ρ_p – Massa específica da partícula;
 σ_ε – Constante experimental;
 σ_k – Constante experimental;
 τ – Tensor de estresse viscoso (Pa);
 τ_p – Resistência à força de arraste.

SUMÁRIO

| | |
|---|-------------|
| RESUMO | VII |
| ABSTRACT | IX |
| LISTA DE FIGURAS | XI |
| LISTA DE TABELAS | XV |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS | XVII |
| SUMÁRIO | XIX |
| CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 OBJETIVO GERAL | 3 |
| 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 4 |
| 1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO | 4 |
| 1.4 MOTIVAÇÃO..... | 5 |
| CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 7 |
| 2.1 ENERGIAS RENOVÁVEIS | 7 |
| 2.1.1 Queima de Biomassa | 8 |
| 2.1.2 A Indústria Açucareira..... | 9 |
| 2.1.3 A Geração de Vapor na Produção de Álcool | 12 |
| 2.1.4 Equipamento para limpeza de gases | 12 |
| 2.1.5 Lavador de Gases..... | 14 |
| 2.1.5.1 Lavador Venturi..... | 15 |
| 2.1.6 Medição em um Lavador de Gases | 16 |
| 2.2 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA | 17 |
| 2.2.1 Poluição do Ar | 17 |
| 2.2.2 Poluentes Atmosféricos | 19 |
| 2.2.3 Padrão e Índice de Qualidade do Ar | 20 |
| 2.2.4 Efeitos da poluição atmosférica | 22 |
| 2.2.5 Doenças Respiratórias..... | 23 |
| 2.2.6 Métodos de Controle da Poluição do Ar | 24 |
| 2.2.6.1 Métodos Indiretos | 24 |
| 2.2.6.2 Métodos Diretos | 25 |
| 2.2.7 Material Particulado..... | 25 |
| 2.2.7.1 Características do Material Particulado | 28 |
| 2.3 LEGISLAÇÃO | 31 |
| 2.3.1 Órgãos Legisladores e Fiscalizadores | 31 |
| 2.4 SIMULAÇÃO DO PROCESSO DE EMISSÃO | 34 |
| 2.4.1 Dispersão Atmosférica..... | 34 |
| 2.4.2 Velocidade Terminal..... | 36 |
| 2.4.3 Método Numérico dos Elementos Finitos (FEM) | 38 |
| 2.4.4 Modelo de turbulência $k - \epsilon$ | 39 |
| 2.5 DADOS OBTIDOS DA USINA | 40 |
| CAPÍTULO 3: METODOLOGIA MATEMÁTICA | 43 |
| 3.1 IMPLEMENTANDO O MODELO NO <i>SOFTWARE</i> | 43 |
| DE SIMULAÇÃO..... | 43 |

| | | |
|---------|--|------------|
| 3.2 | MODELO DE VALIDAÇÃO..... | 44 |
| 3.2.1 | Modelo de escoamento laminar para os testes de validação | 47 |
| 3.2.2 | Modelo de escoamento turbulento para os testes de validação | 48 |
| 3.2.3 | Modelo de Traçador de Partículas para os testes de validação..... | 51 |
| 3.2.4 | Condições Iniciais e de Contorno | 52 |
| 3.2.4.1 | Condições de contorno no modelo de escoamento..... | 54 |
| 3.2.4.2 | Condições de contorno no modelo de dispersão de partículas . | 57 |
| 3.3 | METODOLOGIA APLICADA NO DESENVOLVIMENTO DO MODELO DE EMISSÃO ATMOSFÉRICA..... | 58 |
| 3.4 | MALHA..... | 59 |
| 3.5 | MODELO DE EMISSÃO ATMOSFÉRICA | 60 |
| 3.5.1 | Domínio | 60 |
| 3.5.2 | Modelo laminar não isotérmico | 61 |
| 3.5.3 | Modelo turbulento não isotérmico | 63 |
| 3.5.4 | Modelo de dispersão de partículas | 65 |
| | CAPÍTULO 4: RESULTADOS E DISCUSSÕES ...ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO. | |
| 4.1 | AVALIAÇÃO DO MODELO DE VALIDAÇÃO..... | 67 |
| 4.1.1 | Avaliação da malha para validação | 67 |
| 4.1.2 | Avaliação das Condições de Contorno..... | 70 |
| 4.1.3 | Avaliação dos Resultados Numéricos do Modelo de Validação | 73 |
| 4.2 | AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS NUMÉRICOS DO MODELO DE EMISSÃO DE PARTÍCULAS | 81 |
| 4.2.1 | Simulação I | 81 |
| 4.2.2 | Simulação II..... | 83 |
| 4.2.3 | Simulação III..... | 89 |
| | CAPÍTULO 5: CONCLUSÕES | 99 |
| | CAPÍTULO 6: SUGESTÕES..... | 101 |
| | REFERÊNCIAS | 103 |

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

O atual cenário urbano e industrial tem causado em todo o mundo um aumento na quantidade de poluentes atmosféricos emitidos. O aumento desses poluentes, a absorção pelos seres humanos, bem como sua deposição no solo e em alimentos de uma forma geral, tem causado danos à saúde do homem e sendo assim, é objeto de estudo.

O ser humano continua aumentando cada vez mais sua parcela de poluição e com isso é o maior responsável pela emissão de poluentes. Fenômenos meteorológicos, tais como aumento de temperatura média, invernos mais rigorosos, assim como verões mais quentes, têm trazido uma maior preocupação da população com a poluição gerada pelas grandes indústrias.

Essa poluição faz com que chefes de estado e políticos se mobilizem e reproduzam em leis a preocupação de sua população. Essas novas leis fazem girar a economia e novos serviços e produtos são consequentemente oferecidos. O próprio objeto de estudo deste trabalho, material particulado, gera interesses em diversas áreas.

O interesse econômico e social gera a necessidade da remoção ou diminuição dessas partículas do meio ambiente. A parte econômica é gerada através da indústria que se vê com a possibilidade de diminuir suas emissões através de equipamentos de retenção ou até um possível reuso no processo industrial. Já a parte social está ligada aos efeitos que este particulado causa à saúde da população (CORDEIRO *et al.*, 2009).

Devido ao seu pequeno diâmetro, o material particulado pode atingir as vias aéreas internas. Sendo assim, várias doenças podem ser identificadas tendo o material particulado como agente causador. Dentre elas pode-se citar a Silicose e a Siderose que são causadas por inalação de pó de Sílica e Ferro, respectivamente (CORDEIRO *et al.*, 2009).

O enfoque deste trabalho é o material particulado gerado a partir de queima de biomassa, em especial bagaço de cana de açúcar. Com o aumento do setor sucro-alcooleiro, com a expansão e a criação de centenas de usinas, o país se depara não apenas com recordes de produção, mas com o crescente aumento da emissão de poluentes advindos deste setor (ÚNICA, 2013).

A indústria sucro-alcooleira é influenciada direta e indiretamente pelo preço e demanda de petróleo no mercado brasileiro e mundial, por ser a alternativa energética brasileira à gasolina. Além de ser usado como combustível alternativo, o álcool tem uma boa porcentagem presente na gasolina nacional (25% nos dias de hoje). Isto ocorre em um país

cuja economia gira em torno da malha rodoviária, com cidades sem infraestrutura e uma média nacional de 5 habitantes/carro diminuindo para 1,36 habitantes/carro em algumas grandes cidades segundo o Sindicato Nacional da Indústria de Componentes para Veículos Automotores (SINDIPEÇAS, 2011). Assim enxergar-se todo o potencial do etanol brasileiro.

O etanol pode ser encontrado em dois tipos no Brasil:

- Etanol Hidratado: uma mistura hidroalcoólica (álcool e água) com teor alcoólico mínimo de 92,6° INPM (fração em massa). Seu emprego é nas indústrias farmacêutica, alcoolquímica e de bebidas. Também é utilizado como matéria-prima para a produção de vinagre e ácido acético, combustível para veículos, síntese de cloral e iodofórmio e em produtos para limpeza.

- Etanol Anidro: o álcool anidro é caracterizado pelo teor alcoólico mínimo de 99,3° INPM, sendo composto apenas de etanol. É utilizado como combustível para veículos (misturado à Gasolina C) e matéria-prima na indústria de tintas, solventes e vernizes.

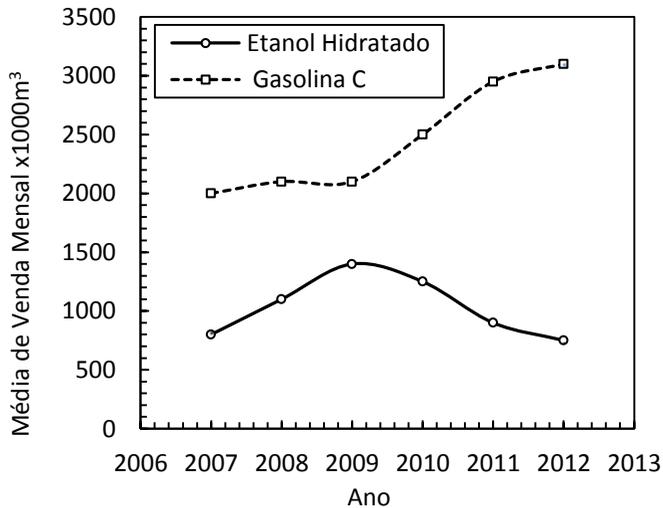
Com o atual subsídio dado à gasolina brasileira, o etanol não tem estado tão competitivo como nos anos anteriores e com isso as vendas de etanol hidratado vêm caindo desde 2009. A indústria sucro-alcooleira não depende apenas do álcool hidratado para sobreviver. Com o aumento das vendas de gasolina, o álcool anidro, que está presente em 25% na composição da gasolina, também aumenta seu consumo (ANP, 2013).

A exportação de açúcar também é outro ponto de fuga para o produtor de álcool. Com bom preço no mercado externo, a produção de açúcar se torna atrativa para o produtor. As exportações têm aumentado ao longo dos anos e isto gera mais opções para a indústria sucro-alcooleira.

A Figura 1 mostra o tamanho da disparidade em vendas da gasolina em relação ao álcool hidratado. Esta diferença vem aumentando desde 2009 com a alta no preço do álcool em virtude do bom preço no mercado de açúcar, além dos subsídios recebidos pela gasolina nacional.

Em 2012, apenas a região Centro-Sul produziu aproximadamente 500 milhões de toneladas de cana. Com essa quantidade, foram produzidos mais de 30 milhões de toneladas de açúcar, 7,5 milhões m³ de etanol anidro e 13 milhões m³ de etanol hidratado nesta região (UNICA, 2013). Em 2012 existiam registradas 460 usinas em todo o Brasil.

Figura 1- Média de vendas mensais de Gasolina e Etanol hidratado de 2007-2012.



Fonte: ANP, 2012.

A combustão de biomassa para a produção de vapor industrial é responsável pela emissão de uma grande quantidade de poluentes na atmosfera, incluindo o material particulado (MP_{10}). Uma usina de cana-de-açúcar de porte médio pode expelir até 200 toneladas por ano de material particulado apenas na queima de bagaço para geração de vapor, sem infringir nenhuma lei brasileira. Este material pode adentrar nas vias respiratórias e causar graves doenças a população que vive nas proximidades deste tipo de indústria.

Com o intuito de reunir uma bibliografia sobre a modelagem da dispersão de poluentes atmosféricos, construir um modelo matemático e aplicá-lo a um caso real, este trabalho propõe como objeto de análise uma usina de açúcar e álcool localizada no interior do Paraná, sendo que a modelagem da fluidodinâmica será executada em regime estacionário, enquanto a dispersão de material particulado oriundo da chaminé, em regime transiente.

1.1 OBJETIVO GERAL

- Desenvolver um modelo fenomenológico apto a descrever a dispersão no ar ambiente do material particulado, que é projetado a partir de uma chaminé de uma usina de cana-de-açúcar.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Validar o modelo matemático comparando-o com um experimento em túnel de vento encontrado na literatura afim;
- Avaliar o efeito térmico produzido a partir do interior da chaminé sobre a trajetória do material particulado;
- Avaliar a diferença de resultados entre o modelo com escoamento misto e o modelo com escoamento todo turbulento;
- Analisar o comportamento da trajetória para diferentes tamanhos de partículas ao longo do tempo;
- Avaliar o resultado e analisar se a emissão de material particulado representa perigo para aqueles que trabalham na usina ou moram nas proximidades desta.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Este trabalho está dividido em seis capítulos, dos quais este primeiro traz uma breve introdução do tema, juntamente com os objetivos e a justificativa da realização deste estudo.

No capítulo 2, a revisão bibliográfica contempla os princípios básicos abordados neste trabalho, principal fundamento teórico do estudo, bem como uma visão geral da estrutura de uma indústria canavieira, destacando o material particulado e o que há por trás deste.

O capítulo 3 é dedicado a toda a metodologia utilizada para o desenvolvimento do modelo de validação e do modelo de emissão de particulado. Ele inclui uma breve descrição do método dos elementos finitos, os modelos matemáticos utilizados e as definições de geometria, malha e propriedades relativas ao domínio estudado.

Os resultados obtidos e as discussões referentes a eles estão no capítulo 4. No capítulo 5, as conclusões do estudo realizado são apresentadas. No capítulo 6 estão listadas algumas sugestões para trabalhos futuros. Por último, é mostrada a seção de referências bibliográficas que foram utilizadas para o desenvolvimento do trabalho.

1.4 MOTIVAÇÃO

O ar não é tratável antes de seu consumo e, portanto, a manutenção da sua qualidade dentro dos padrões estabelecidos para garantir a saúde da população deve receber especial atenção (RQARMC, 2003).

A preocupação que remete às emissões atmosféricas inevitavelmente se concentra em processos que gerem grande quantidade de efluentes gasosos/particulados, ou seja, concentrações agudas que despertam prontamente o interesse da população.

Todavia a exposição constante a uma pequena concentração de um destes poluentes atmosféricos pode acarretar sérios danos ao organismo humano. Muitas vezes tal efeito crônico é desconsiderado pela população em geral.

Nesse contexto a modelagem matemática se justifica tendo em vista a avaliação do impacto causado à qualidade do ar advindo da instalação de novas fontes emissoras, o planejamento do desenvolvimento regional através do gerenciamento das bacias atmosféricas, a fiscalização das fontes já existentes, e auxiliando no enriquecimento de nosso arcabouço jurídico, uma vez que novos experimentos subsidiam a criação de novas legislações.

Entre essas temos a Lei Nº 13.806 de 30/09/2002 do Estado do Paraná, que descreve em seu Art. 14:

“A verificação do atendimento aos padrões de qualidade do ar deverá ser efetuada pelo monitoramento dos poluentes na atmosfera ou, na ausência de medições, pela utilização de modelos matemáticos de dispersão atmosférica”.

A motivação para o presente estudo vem da necessidade de conhecer melhor os fenômenos envolvidos na emissão de poluentes atmosféricos e do comprometimento social com a qualidade do ar ambiental. Este que é tão essencial em nossas vidas, mas normalmente tão esquecido devido a sua presente constância.

CAPÍTULO 2: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ENERGIAS RENOVÁVEIS

Uma energia renovável é toda aquela que vem dos recursos naturais com potencial para se regenerar. Tem-se como exemplo a energia solar, energia pluvial, energia maremotriz, energia eólica, energia geotérmica, entre outros. Esta energia é dita como limpa pelo fato de não emitir gases que aumentem o efeito estufa. Na prática, apesar da energia renovável ser melhor, tem-se vantagens e desvantagens para o uso da mesma. Um exemplo seria a energia eólica, que é vista como uma das mais limpas, mas suas lâminas que giram rapidamente geram perigos para aves próximas ao local. Outro exemplo seria o das usinas hidroelétricas que interferem na reprodução dos peixes, uma vez que criam problemas para sua migração, além de precisarem de uma área muito grande para sua represa, o que gera problemas que vão desde decomposição de árvores produzindo poluentes, até a completa destruição de habitat de animais que vivem naquela área represada (BERMANN, 2008).

Na contramão da renovação energética estão os combustíveis fósseis. Estes são formados ao longo de milhares de anos através da decomposição de matéria orgânica e por este motivo são fonte de energia não renovável. Derivados de petróleo, tais como gasolina, óleo diesel, gás natural e o carvão mineral, estão entre esses combustíveis. A principal crítica aos combustíveis fósseis é a contaminação do ar por gases e material particulado provenientes da queima destes, principalmente quando a queima é incompleta. Alguns gases como os derivados de nitrogênio, podem causar chuva ácida e outros contribuem para o efeito estufa (MAGALHÃES, 2005).

Segundo a agência internacional de energia, 81% de toda a oferta energética mundial é baseada em combustíveis fósseis. Estes são os responsáveis pelo efeito estufa, o grande vilão das mudanças climáticas que afetam o planeta e geram uma crise ambiental em escala mundial (BERMANN, 2008). Neste cenário de crise mundial a energia renovável aparece como uma alternativa útil e aquecendo economias e mercados.

Os combustíveis renováveis, por sua vez, são aqueles que são produzidos a partir de matérias primas renováveis, tais como milho e cana-de-açúcar para a produção de etanol, ou mamona e tucumã para a produção de biodiesel, por exemplo (DE LIMA *et al.*, 2012).

2.1.1 Queima de Biomassa

Do ponto de vista energético, biomassa é toda matéria orgânica, de origem animal ou vegetal, que pode ser utilizada na produção de energia (ANEEL, 2002).

Além da baixa eficiência e do baixo poder calorífico, algumas outras desvantagens são identificadas no uso da biomassa para produção de energia, como o aumento do custo em virtude da recolha e transporte da biomassa envolvida, bem como a presença de umidade na biomassa. Sua baixa massa específica e o fato de apresentar-se em uma forma dispersa, podendo aumentar o custo de preparação do combustível em virtude do seu tamanho e forma também são fatores negativos para a queima de biomassa (GENOVESE *et al.*, 2006).

Além dos problemas acima citados, a natureza das cinzas que podem causar *fouling* e corrosão, resultante da presença de alcalinos como sódio e potássio e elementos com cloro, são outro problema encontrado para o uso da biomassa.

Apesar de apresentar uma baixa eficiência, o aproveitamento da biomassa pode ser feito diretamente, através da combustão em fornos, caldeiras, etc. Além disso, a médio e longo prazo, a exaustão de fontes não renováveis e as pressões ambientalistas acarretarão maior aproveitamento energético dessa biomassa (CLEMENTE, 2003).

Embora grande parte da biomassa seja de difícil contabilização, devido ao uso não comercial, estima-se que, atualmente, ela representa 14% de todo o consumo mundial de energia primária. Esse índice é superior ao do carvão mineral e similar ao do gás natural e ao da eletricidade. Nos países em desenvolvimento, essa parcela aumenta para 34%, chegando a 60% na África. No Brasil, a biomassa representa cerca de 20% da oferta primária de energia (CLEMENTE, 2003).

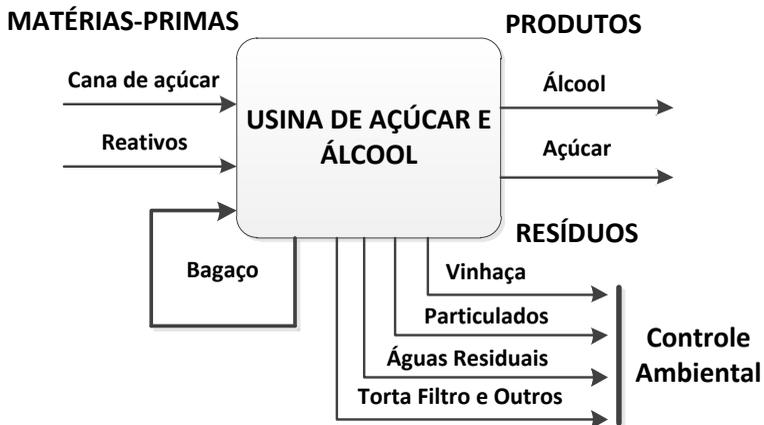
Além de sua queima ser direta, outras vantagens para a utilização da biomassa são o fato dela conter menos cinza (< 2%), ser mais facilmente gasificada que o carvão sob as mesmas condições operatórias e ter baixíssimo enxofre em sua composição. Sua composição em termos de carbono, hidrogênio e oxigênio pouco varia com as diferentes origens da biomassa. É claro o fato de ser uma fonte de energia renovável, cujos resíduos se encontram imediatamente disponíveis (VIANA *et al.*, 2013; GENOVESE *et al.*, 2006).

2.1.2 A Indústria Açucareira

Como qualquer processo industrial, o processo de fabricação de açúcar da cana consome matérias-primas: neste caso a cana-de-açúcar e diferentes reativos, além de energia (LORA, 2000).

O bagaço de cana, resíduo lignocelulósico obtido logo após a moagem da cana, é a principal fonte de energia para o processo de fabricação de açúcar, tornando-se assim um processo autossuficiente. Como resultado, são tidos os produtos finais (açúcar e/ou álcool), além de toda uma série de resíduos sólidos, líquidos e gasosos como se pode ver na Figura 2.

Figura 2 - Balanço de massa em uma usina de açúcar.



Fonte: LORA, 2000.

Destes resíduos mostrados na Figura 2, o mais relevante para este trabalho é a emissão de material particulado que será discutido mais adiante. A queima de bagaço de cana nas caldeiras gera um material particulado com alcance regional de efeitos temporários, de grande intensidade, porém reversíveis. Na Tabela 1 podem-se verificar os impactos causados ao meio ambiente pelo processo de produção do açúcar/álcool.

O bagaço de cana-de-açúcar representa a principal forma de biomassa produzida em países tropicais como Brasil, devido ao grande volume gerado em usinas de álcool e açúcar. Este material apresenta alto teor de carboidrato e, sendo assim, o bagaço se constitui como material promissor para produção de etanol e outros produtos (DOS REIS, 2009).

Tabela 1 - Impactos ambientais do processo de produção de açúcar sobre o meio ambiente.

| Meio Físico | Ar | Água | Solo |
|---|---|------------------|--------------|
| Recebimento e Lavagem | - | Águas de Lavagem | - |
| Moenda / Geração de Vapor | Emissão de Particulados e NO _x Bagacinhos no Ar | - | Cinzas |
| Tratamento do Caldo | - | - | Torta Filtro |
| Evaporação e cozimento em tachos | - | Condensados | - |
| Centrifugação e Secagem | - | - | - |

Fonte: LORA, 2000.

A composição do bagaço de cana pode variar dependendo da região, da safra, da quantidade de chuva, do tipo de terra onde foi plantada, etc. Portanto existem algumas diferenças entre a sua composição encontrada em diferentes trabalhos.

São características principais do bagaço o poder calorífico, a composição química elementar, a composição granulométrica, a composição das cinzas e é rico em voláteis (LORA, 2000).

O bagaço da cana, extraído juntamente com o caldo nas moendas, tem papel de destaque neste processo produtivo. Ele é o combustível que produz toda a energia utilizada pelo sistema, sejam elas, a energia térmica, a elétrica ou a energia mecânica. Na Tabela 2 pode-se ver a composição elementar do bagaço.

A principal utilidade na produção de açúcar e álcool é a geração de vapor, pois o vapor é o veículo que conduz a energia térmica necessária para evaporar a água contida no caldo da cana na obtenção do açúcar, ou para evaporar e separar o álcool nas colunas de destilação. Além de movimentar as turbinas a vapor, para a obtenção da energia mecânica nas moendas, acionam também as turbinas dos geradores, para geração

de energia elétrica. O sistema de geração e distribuição de vapor é constituído basicamente de caldeiras, tanques de água tratada, tanque pressurizado, bombeamento d'água, esteiras transportadoras de bagaço e rede de distribuição de vapor (SILVA, 2007).

Tabela 2 – Composição elementar do bagaço em base seca.

| Composição elementar do bagaço (base seca) | |
|---|-------|
| C Carbono | 44,6% |
| H Hidrogênio | 5,8% |
| S Enxofre | 0,1% |
| O Oxigênio | 44,5% |
| N Nitrogênio | 0,65% |
| A Cinzas | 0,02% |

Fonte: PAULA, 2010.

O bagaço é queimado na fornalha da caldeira para a produção de vapor d'água. Este processo gera emissão de poluentes com concentração máxima de 1000 a 30000 mg/Nm³ e composição granulométrica variável. Os fatores que interferem nesta composição e concentração são (LORA, 2002):

- Variação nas características do bagaço (umidade, granulometria e quantidade de cinzas);
- Regime de operação e capacidade da caldeira;
- Sistema de combustão do bagaço (em camada ou em suspensão) e forma de limpeza da grelha.

O poluente expelido pela caldeira é encaminhado ao lavador de gases onde a maior parte de seu material particulado ficará retido. O restante dos gases vai para chaminé onde será expelido. Apesar dos esforços para conter o material particulado, algo em torno de 160 toneladas por ano são emitidas por usina, considerando uma usina de porte intermediário.

2.1.3 A Geração de Vapor na Produção de Álcool

O vapor é responsável por movimentar as turbinas a vapor, para a obtenção da energia mecânica nas moendas e a geração da energia elétrica que faz toda a fábrica funcionar (SILVA, 2007; SUPRAM, 2011).

A geração e a distribuição do vapor são constituídas basicamente de caldeiras, separadores de fuligem, tratamento d'água para as caldeiras, bombeamento d'água para as caldeiras, rede de distribuição de vapor e claro, esteiras transportadoras de bagaço (SILVA, 2007).

As caldeiras são basicamente formadas de um queimador ou incinerador denominado de fornalha, e por um recuperador de calor formado por um feixe tubular aletado de formato especial que circunda a fornalha, denominado de parede d'água. Este interliga dois balões cilíndricos horizontais de aço carbono de grande espessura, onde a água é introduzida e de onde é distribuída para a tubulação (SILVA, 2007).

Vindo das moendas e conduzido pelas esteiras transportadoras, o bagaço é esparramado na parte superior da fornalha que se encontra a uma temperatura de aproximadamente 1.200 °C, através de sistema pneumático de distribuição. Na parte inferior da fornalha tem a entrada do comburente, o oxigênio, que vem junto com o ar que é introduzido através de uma grelha basculante, por um ventilador de grande potência, denominado de ventilador de ar forçado. A combustão ocorre em suspensão, pois o ar insuflado através da grelha cria um colchão pneumático que mantém o bagaço flutuando até sua queima total (SILVA, 2007).

O vapor produzido nas caldeiras é distribuído para os pontos de consumo por rede de tubulação termicamente isolada, com purgadores localizados estrategicamente com a função de coletar o condensado e retorná-lo ao sistema de tratamento d'água das caldeiras (SILVA, 2007).

2.1.4 Equipamento para limpeza de gases

Os equipamentos de controle são classificados primeiramente em função do estado físico do poluente a ser considerado. Em seguida a classificação envolve diversos parâmetros como mecanismo de controle, uso ou não de água ou outro líquido, etc (ECP, 2012).

Dentre os diversos dispositivos de controle de material particulado destacam-se os coletores secos e os coletores úmidos. Coletores secos como o próprio nome diz, são coletores que não utilizam água para a separação dos poluentes. Coletores mecânicos inerciais e gravitacionais, coletores mecânicos centrífugos (ciclones, por exemplo), precipitadores,

filtro de tecido, etc. Já os coletores úmidos utilizam água para separar os poluentes. Como exemplo tem-se a torre de “spray” (pulverizadores), lavadores com enchimento, lavador ciclônico, lavador Venturi, etc (RINO, 2005).

Quando a eficiência desses dispositivos é expressa em tamanho de partículas, é chamada eficiência fracionada. Pode-se verificar a eficiência fracionada dos equipamentos em relação ao diâmetro das partículas na Tabela 3.

Tabela 3 – Eficiência fracionada de coletores de material particulado em função da distribuição de tamanho das partículas (em porcentagens).

| Tipo de Equipamento | Diâmetro (μm) | | | | |
|--|----------------------------|--------|---------|---------|------|
| | 0 a 5 | 5 a 10 | 10 a 20 | 20 a 44 | > 44 |
| Câmara de Sedimentação (com chicanas) | 7,5 | 22 | 43 | 80 | 90 |
| Ciclone de Baixa Pressão | 12 | 33 | 57 | 82 | 91 |
| Ciclone de Alta Pressão | 40 | 79 | 92 | 95 | 97 |
| Multiciclone | 25 | 54 | 74 | 95 | 98 |
| Filtro de Tecido | 99 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Lavadores de Média energia | 80 | 90 | 98 | 100 | 100 |
| Lavador Venturi (alta energia) | 95 | 99,5 | 100 | 100 | 100 |
| Precipitador Eletroestático | 97 | 99 | 99,5 | 100 | 100 |
| Torre Spray | 90 | 96 | 98 | 100 | 100 |

Fonte: CETESB, 1987.

Um sistema de captação de material particulado, seja ele seco ou úmido, é formado pelas seguintes partes:

- Dispositivo de captação (captor);
- Rede de coletores (tubulações);
- Aspirador de potência necessária (ventilador);
- Sistema de evacuação das partículas residuárias (equipamento de controle).

Para a escolha de qual tipo de coletor de material particulado seria o mais apropriado, são levados em consideração a vazão, o investimento inicial do equipamento, o tamanho das partículas, a eficiência

necessária, o espaço disponível e se o equipamento gera ou não resíduo úmido (LORA, 2002).

2.1.5 Lavador de Gases

O equipamento utilizado na usina visitada é um lavador de gases próprio, fabricado para a aquela empresa especificamente e que apresenta semelhança com um lavador Venturi. Os lavadores são equipamentos de controle de poluição de ar, que podem ser utilizados tanto para o controle de material particulado, como para o controle de gases e vapores. Nesta secção será tratado de lavadores utilizados para o controle de material particulado. Os lavadores utilizados para o controle de gases e vapores recebem a denominação de absorvedores (CETESB, 1987).

Em geral, em um lavador de gases, os gases limpos saem pelo topo do equipamento, enquanto os particulados são removidos por baixo, junto com a água do processo. Estes dispositivos são eficientes para remoção de partículas de diâmetro superior a 10 μm . Entretanto altas eficiências podem ser obtidas para partículas tão pequenas quanto 1 μm , se a pressão do spray for elevada (LISBOA, 2007).

Tabela 4 - Classificação segundo a eficiência energética.

| Classificação | Perda de carga |
|----------------------|-----------------------|
| Baixa Energia | Até 75 mmCA |
| Média Energia | 75 - 250 mmCA |
| Alta Energia | Acima de 250mmCA |

Fonte: CETESB, 1987.

De acordo com Cetesb (1987), Os lavadores de gases são classificados segundo a eficiência (energia), de acordo com a Tabela 4.

O fato de este equipamento ser em geral compacto, a alta eficiência de coleta, a não restrição de temperatura e umidade dos gases e o fato de poder ser utilizado tanto para partículas quanto para alguns gases ao mesmo tempo, são as principais vantagens deste tipo de equipamento. Os principais parâmetros operacionais de alguns lavadores são citados na Tabela 5.

A necessidade de água e, por consequência, materiais resistentes à corrosão, a geração de resíduo úmido que, em geral, necessita de tratamento para os efluentes líquidos, o alto consumo de energia e a baixa vida útil em função da umidade são suas principais desvantagens.

Existe um número grande de tipos de lavadores disponíveis no mercado. Abaixo são citados os mais usuais:

- câmara de spray (borrifo) gravitacional;
- coletores dinâmicos úmidos;
- lavadores ciclones de spray;
- torres de enchimento (não se aplicam a Material Particulado);
- lavadores de impactação;
- lavadores auto-induzidos (de orifício);
- lavador Venturi.

Tabela 5 – Principais parâmetros operacionais de alguns lavadores.

| Tipo de lavador | Velocidade do gás(cm/s) | Perda de carga em cm H ₂ O | Razão líquido/gás (l/m ³)* | Eficiência para partícula < 2µm |
|--------------------------------------|----------------------------|---------------------------------------|--|---------------------------------|
| Câmara de spray gravitacional | 90 a 150 | 2,5 | 0,3 a 2 | Baixa |
| Ciclônico | 100 a 250 (na câmara) | 6 a 15 | 0,4 a 0,7 | Média |
| Auto Induzido | 1500 a 10000 (no orifício) | 10 a 25 | 1,3 a 5,3 | Média |
| Venturi | 6000 a 18000 | 25 a 250 | 0,3 a 1,3 | Alta |

*a água em geral é recirculada após sofrer tratamento.

Fonte: CETESB, 1987.

O mecanismo de coleta predominante no caso de lavadores para coleta de MP é a impactação inercial. Outros mecanismos são a força centrífuga, no caso de lavadores centrífugos e a força gravitacional. A impactação em lavadores ocorre principalmente entre as partículas e as gotas de líquido (CETESB, 1987).

Quando comparados com o mesmo consumo de energia, todos os lavadores apresentam substancialmente a mesma eficiência de coleta para uma mesma distribuição de tamanho de partículas, independentemente do mecanismo envolvido e independentemente do meio fornecedor de energia, seja líquido ou gás (LISBOA, 2007).

2.1.5.1 Lavador Venturi

Os lavadores Venturi, também chamados de lavadores gás-atomizador, são os lavadores nos quais o contato entre o gás e o líquido dá-se por meio de nebulização da água no caminho do fluxo de ar (con-

taminado). Assim, funcionam apenas como aglomeradores do material particulado, necessitando, portanto, de um equipamento em série que colete este material. Este lavador situa-se entre os mais utilizados, dada sua elevada eficiência. Entre outras vantagens, requer pouco espaço de instalação sendo ainda de fácil operação (CORDEIRO *et al.*, 2009).

O lavador Venturi é um equipamento que necessita ter em série um equipamento que coletará as partículas que tiveram o seu tamanho aumentado ao passar pela garganta do Venturi. Nota-se, portanto, que o Venturi age como um aglomerador de partículas. O equipamento de coleta final em geral é um coletor ciclônico que separará as gotas e as partículas do fluxo gasoso. O Venturi é um equipamento de coleta de uso bastante difundido pela alta eficiência de coleta que o mesmo pode atingir, pela sua simplicidade operacional e por ser um sistema compacto (CETESB, 1987).

O lavador Venturi tem como desvantagem principal a alta perda de carga necessária para seu funcionamento. Além disso, o material coletado (resíduo sólido) está na forma úmida e em geral necessita tratamento adequado para sua reutilização e/ou disposição adequada (LISBOA, 2007).

2.1.6 Medição em um Lavador de Gases

Para a avaliação da concentração de material particulado dentro de uma chaminé é aplicado a NBR 12827 – Efluentes gasosos com o sistema filtrante no interior do duto ou chaminé de fonte estacionária – Determinação de material particulado. De acordo com esta norma, o material particulado é coletado isocineticamente, sendo sua massa determinada gravimetricamente após a remoção da água não combinada.

Lembrando que este método não é aplicável quando o fluxo gasoso contém gotículas de água ou vapor saturado. Também não é aplicável quando a área projetada do conjunto sonda/porta-filtro cobre mais de 5% da área da seção da chaminé.

Para aplicação desta norma devem ser seguidas as recomendações da NBR 10700 - Planejamento de amostragem em dutos e chaminés de fontes estacionárias. Em conjunto deve ser utilizada a NBR 10701- Determinação de pontos de amostragem em dutos e chaminés de fontes estacionárias.

Para os métodos de ensaio e calibração dos equipamentos são aplicadas as seguintes NBR's:

- NBR 10702 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação da massa molecular base seca - Método de ensaio.
- NBR 11966 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação da velocidade e vazão - Método de ensaio.
- NBR 11967 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação da umidade - Método de ensaio.
- NBR 12019 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação de material particulado - Método de ensaio.
- NBR 12020 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Calibração dos equipamentos utilizados em amostragem - Método de ensaio.

2.2 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

2.2.1 Poluição do Ar

Um fato histórico geral é que o desenvolvimento de países emergentes e subdesenvolvidos é subsidiado por uma significativa redução na qualidade do ar, sendo esta condição mantida até que legislações venham a regulamentá-las (BAIRD, 2001).

De acordo com De Nevers (1995) e Seinfeld (1989), o processo de poluição do ar se resume a três momentos: (1) emissão de poluentes para a atmosfera; (2) transporte, diluição e modificação química ou física dos poluentes na atmosfera; (3) imissão dos poluentes.

O termo “poluição do ar” vem de degradação da qualidade do ar resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população. Enquadram-se nessa questão situações que criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, que afetem desfavoravelmente a biota, que afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente ou que emitam matéria ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos de acordo com a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/81, Artigo 3º, inciso III).

Isso significa, também, que o conceito de poluição é algo dinâmico, porque se redefinem estes limites com o passar do tempo. O que se

considera legal hoje, futuramente com padrões mais rígidos, poderá ser considerado poluição (RQARMC, 2003).

A alta concentração de poluentes está diretamente relacionada com o aumento da mortalidade nas regiões afetadas, assim como com o agravamento do estado de saúde dos pacientes com algum tipo de doença respiratória. O efeito que se gera de um poluente depende de dois fatores: concentração no ambiente e do tempo de exposição. É por isso que as normas de qualidade do ar incluem informação sobre estes dois quesitos (RQARMC, 2003).

A atmosfera de um centro urbano apresenta uma complexa mistura de gases e partículas poluentes, emitidos diretamente por fontes primárias ou produzidos secundariamente por diversos processos. Dentre as partículas suspensas no ar, as respiráveis podem conter componentes tóxicos ou mutagênicos (SEINFELD, 1989). Dessa forma, o grande interesse atual sobre o material particulado atmosférico é devido principalmente aos seus efeitos sobre a saúde humana, a fauna e a flora, além de causar diminuição da visibilidade e contribuir para o desgaste de edificações e monumentos (PUTAUD *et al.*, 2004).

Além de fenômenos naturais, a poluição atmosférica decorre principalmente das diferentes atividades humanas relacionadas ao rápido crescimento e concentração populacional e industrial, bem como das medidas adotadas para o seu controle. Condições meteorológicas também interferem diretamente nas concentrações dos poluentes atmosféricos. Assim, considerando as possibilidades de dispersão, a ausência de chuva reduz a depuração atmosférica (QUEROL *et al.*, 1998; RAGOSTA *et al.*, 2002).

A presença de ventos determina a distância e a direção que as partículas percorrerão para posterior deposição (GOYAL, 2002). Nos períodos de outono e inverno no hemisfério sul, as concentrações dos poluentes tendem a se apresentarem mais elevadas (MORENO-GRAU *et al.*, 2000; BILOS *et al.*, 2001).

Quanto à dimensão da área atingida, a poluição do ar pode ser global ou local. Os problemas de poluição local dizem respeito a uma região relativamente pequena, como uma cidade. Os problemas globais envolvem toda a ecossfera e exigem um esforço mundial para controlá-los. Os principais problemas globais decorrentes da poluição do ar são: aumento da temperatura do planeta, denominado efeito estufa, aumento da intensidade da radiação ultravioleta causada pela depleção da camada de ozônio na estratosfera e o aumento da acidez das águas da chuva, denominado chuva ácida (BRAGA *et al.*, 2002).

Em relação ao estágio de desenvolvimento dos países, é fato histórico que, quando um país subdesenvolvido inicia o seu desenvolvimento industrial, sua qualidade do ar piora significativamente. Tal situação persiste até que seja alcançado um nível importante de riqueza, a partir do qual a emissão de poluentes passa a ser regulamentada por lei e, então, a qualidade do ar tende a melhorar. Assim, embora a qualidade do ar esteja melhorando na maioria dos países desenvolvidos, ela está piorando nas grandes cidades dos países em desenvolvimento. A Cidade do México é considerada como tendo a atmosfera mais poluída do mundo na atualidade (BAIRD, 2001). Outro exemplo é Nova Delhi, capital da Índia, com um dos mais altos níveis de poluição urbana por material particulado em suspensão no mundo (GOYAL, 2002).

2.2.2 Poluentes Atmosféricos

São as substâncias sólidas, líquidas ou gasosas presentes na atmosfera, com potencial para causar poluição. Podem ser classificados em primários e secundários. Poluentes primários são emitidos diretamente na atmosfera e compreende o material particulado, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio e hidrocarbonetos. Poluentes secundários são produzidos através de reações químicas entre poluentes primários e componentes atmosféricos naturais. Ozônio e trióxido de enxofre são exemplos de poluentes secundários, pois ambos são formados através de reações químicas que ocorrem na atmosfera (DALLAROSA, 2005).

Poluentes atmosféricos são substâncias indesejáveis que, pela elevação de sua concentração no ar além de limites toleráveis, causam a sua contaminação e o tornam impróprio ou nocivo para a saúde humana ou para a preservação dos demais recursos ambientais (MELO, 1998).

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados em função de seu estado físico, estando dissolvidos na atmosfera como gases ou vapores, ou também se apresentando nos estados líquido e sólido, finamente divididos, de tal modo que permanecem suspensos na atmosfera por um tempo considerável. Neste caso, forma-se um aerossol em que o ar é a fase contínua e as partículas líquidas ou sólidas constituem a fase dispersa (MAGALHÃES, 2005).

Os poluentes atmosféricos também podem ser classificados segundo a classe química a que pertencem, como poluentes orgânicos e poluentes inorgânicos. Exemplos são hidrocarbonetos policíclicos aro-

máticos e aldeídos, e dióxido de carbono e óxidos de nitrogênio, respectivamente (MAGALHÃES, 2005).

Do ponto de vista espacial, Braga *et al.* (2002) classifica as fontes poluidoras em dois grandes grupos de análise:

- Fontes Estacionárias: ocupam posições fixas no espaço, emitindo cargas pontuais de poluentes (chaminé de uma indústria);
- Fontes Móveis: ocupam posições variáveis no espaço, emitindo cargas difusas de poluentes (automóveis, aviões, etc).

2.2.3 Padrão e Índice de Qualidade do Ar

É essencial a existência de padrões de qualidade do ar, pois eles definem até que nível a presença de certa substância no ar que é respirado é tolerada perante a lei. A partir destes limites o ar pode ser chamado de poluído.

Através da Portaria Normativa IBAMA nº 348, de 14/03/90 e Resolução CONAMA nº 03/90 foram estabelecidos os padrões nacionais de qualidade do ar. A Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná confirmaram estes padrões através da Resolução SEMA nº 041/02. Portanto, os padrões paranaenses e nacionais são os mesmos. Ficaram assim estabelecidos, para todo território do Estado do Paraná, padrões primários e secundários de qualidade do ar para os sete seguintes parâmetros a seguir:

- Partículas Totais em Suspensão (PTS);
- Fumaça;
- Partículas Inaláveis (PI), (Obs: outra nomenclatura o chama PM_{10} ou MP_{10});
- Dióxido de Enxofre (SO_2);
- Monóxido de Carbono (CO);
- Ozônio (O_3);
- Dióxido de Nitrogênio (NO_2).

Tabela 6 - Padrões primários e secundários de poluentes atmosféricos no Paraná.

| Poluente | Tempo de Amostragem | Padrão Primário [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]¹ | Padrão Secundário [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]¹ |
|---|--------------------------------|--|--|
| Partículas Totais em Suspensão (PTS) | 24 horas 1 ano ² | 240 ³ 80 | 150 ³ 50 |
| Fumaça | 24 horas 1 ano ² | 150 ³ 60 | 100 ³ 40 |
| Partículas Inaláveis (PI) | 24 horas 1 ano ² | 150 ³ 50 | 150 ³ 50 |
| Dióxido de enxofre (SO₂) | 24 horas 1 ano ² | 365 ³ 80 | 100 ³ 40 |
| Monóxido de Carbono (CO) | 1 hora 8 horas | 40000 ³ 10000 ³ | 40000 ³ 10000 ³ |
| Ozônio (O₃) | 1 hora | 160 ³ | 160 ³ |
| Dióxido de Nitrogênio (NO₂) | 1 hora 1 ano ² | 320 100 | 190 100 |

Notas:

1) Ficam definidas como condições de referência a temperatura de 25°C e a pressão de 101,32kPa.

2) Média geométrica para PTS; para as restantes substâncias as médias são aritméticas.

3) Não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

Fonte: Resolução CONAMA n° 03/90, SEMA n° 041/02.

O padrão primário de qualidade do ar define legalmente as concentrações máximas de um componente atmosférico que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. O padrão primário pode ser entendido como nível máximo tolerável de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo. Não é uma proteção ampla, porque não considera toda a natureza. Expressa apenas o mínimo, uma proteção à saúde da população contra danos da poluição atmosférica, sem considerar as necessidades da fauna e flora (DERÍSIO, 1992). Na Tabela 6 se pode verificar os padrões primários e secundários de poluentes atmosféricos no estado do Paraná.

Para uma proteção ainda maior existe o padrão secundário. O padrão secundário define legalmente as concentrações 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 ao meio ambiente em geral, podendo ser entendido como nível máximo desejado de concentração de poluentes, constituindo-se esta uma meta em longo prazo.

2.2.4 Efeitos da poluição atmosférica

Os efeitos que a poluição atmosférica tem sobre a natureza em geral podem se manifestar de forma aguda. Um exemplo é quando olhamos uma fogueira e a fumaça entra em nossos olhos causando uma forte irritação. Se nos afastamos, os sintomas desaparecem porque são reversíveis. Os sintomas irritantes ou tóxicos, que acontecem para concentrações muito elevadas, são graves e por isso mais fáceis de estudar, porém são menos frequentes (RQARMC, 2003).

Diariamente é respirado um ar que não irrita e não deixa nenhum efeito imediato. Mesmo assim há um temor de que possa existir algum efeito em longo prazo, e pior, algo irreversível. O conhecimento sobre os efeitos em longo prazo é mais difícil e geralmente são pesquisados através de estudos epidemiológicos que examinam a distribuição e frequência de morbidade (doenças) e mortalidade na população e pesquisam os fatores causadores (RQARMC, 2003).

Um estudo sobre crianças paulistas relata que essas perderam parte da sua capacidade pulmonar. Estas crianças se tornaram mais suscetíveis a futuros problemas respiratórios. (RQARMC, 2003). Outro estudo mostrou um aumento de 3% da mortalidade de pessoas acima de 65 anos quando expostas a aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da média diária de Partículas Inaláveis (SALDIVA *et al.*, 1995). É estimado que na cidade de São Paulo aproximadamente 20.000 mortes a mais por ano ocorram por conta da poluição atmosférica (ARTAXO, 2001).

Ou seja, mesmo abaixo dos padrões de qualidade do ar, os efeitos da poluição atmosférica existem, embora estejam limitados pela lei a um nível menos prejudicial à sociedade. Portanto, se o limite de para emissão de poluentes fosse aumentado automaticamente seria um ganho de qualidade de vida (RQARMC, 2003).

2.2.5 Doenças Respiratórias

O sistema respiratório humano processa em torno de 10 mil litros de ar por dia, para promover as reações de troca de Oxigênio (O_2) e Dióxido de Carbono (CO_2), na circulação (RQARMC, 2003).

O nariz constitui um filtro no qual o ar é aquecido, umedecido e onde as partículas são parcialmente removidas. A retenção das partículas se inicia pelo impacto com as paredes nasais ou mesmo por sedimentação. As partículas depositadas são eliminadas por espirros e se depositam na parte posterior ciliada de onde podem ser extraídas ou levadas para a faringe. Na faringe e laringe as partículas retidas nas mucosas da cavidade bucal, garganta, faringe e laringe podem ser eliminadas ao se cuspir ou são engolidas (ANJOS, 2001).

Quando as partículas não ficam retidas no nariz, na faringe ou na laringe, elas atingem a árvore traqueobronquial, onde as partículas podem ser retidas por impacto contra as paredes ou simplesmente por sedimentação, devido à perda de velocidade do ar. As partículas retidas podem ser impulsionadas até o exterior pelos cílios também existentes nessa região. Se ainda assim elas não ficarem retidas, as partículas alcançam a região alveolar. O material particulado que alcança a região alveolar deposita-se nas paredes, tanto por difusão como por sedimentação. O mecanismo de expulsão é muito lento e só parcialmente conhecido. A maior parte destas partículas é retida nas paredes alveolares (ANJOS, 2001).

O pulmão tem capacidade para remover parte da poeira depositada através do movimento mucociliar, movimento de limpeza do sistema respiratório que é auxiliado pela membrana mucosa e pelos cílios das células de defesa, e do sistema de macrófagos, células de defesa do corpo encarregadas da eliminação de organismos estranhos através do processo da fagocitose. Entretanto, a capacidade de autoproteção e reparo de danos tem um limite. A deposição excessiva de poeira pode causar efeitos adversos no aparelho respiratório (ANJOS, 2001).

Devido a sua massa específica e tamanho, o material particulado é conduzido pelo ar, até as vias aéreas internas, podendo atingir, em função de seu pequeno diâmetro (PM_{10} e $PM_{2.5}$), vias mais profundas do sistema respiratório, os bronquíolos, que por sua constituição tendem a reter estes materiais, dificultando assim sua eliminação, e por consequência originando doenças respiratórias graves.

Para especificamente o material particulado (PM_{10} e $PM_{2.5}$), deve-se atentar para algumas doenças que podem ser geradas no ambiente fabril, através da respiração, tal como a Silicose.

Devido ao material particulado ser constituído em sua maioria de Sílica (60%), a Silicose é causada pela aspiração de pó da mesma (SiO_2), com ação químico-mecânica, que ao atingir os alvéolos provocam a defesa orgânica do organismo que dispara uma proliferação celular, formando as fibroses e diminuindo a capacidade respiratória gradativa, até causar obstrução crônica, provocando a morte. O processo é irreversível e não tem cura, podendo atingir estágio crônico após dois anos, de acordo com o grau de exposição ao meio agressivo (ALMEIDA FILHO, 2010).

Preutthipan *et al.* (2004) mostrou que quando os níveis de MP_{10} ultrapassaram os níveis do padrão nacional de emissão, em Bangkok, mais crianças asmáticas apresentaram congestão nasal, coriza e espirros. Crianças não asmáticas também relataram alguns destes sintomas, associando assim à poluição com material particulado MP_{10} com a irritação em crianças com asma e sintomática em crianças não asmáticas.

Salthammer (2008) comenta que “um corredor de provas de resistência respira cerca de duas a três vezes mais que o normal, com volumes totais cerca de quatro a seis vezes maiores. Respirando pela boca sem o filtro nasal, os poluentes podem penetrar mais profundamente nas regiões do pulmão”.

Com todos esses pontos negativos torna-se necessário o estabelecimento de limites de emissão. Estes limites são especificados pelos órgãos controladores a nível municipal, estadual e nacional, como mostrado a seguir.

2.2.6 Métodos de Controle da Poluição do Ar

De acordo com Lisboa (2007), de uma maneira mais geral existem dois métodos simples para controlar a emissão de poluentes atmosféricos (e odores) nos processos industriais. Estas técnicas são divididas em dois grupos:

- Métodos indiretos (modificação do processo e/ou equipamento);
- Métodos diretos ou técnicas de tratamento.

2.2.6.1 Métodos Indiretos

O método indireto é conseguido através da modificação do equipamento/processo, alteração de matérias-primas por outras ecologicamente mais adequadas, manutenção dos equipamentos e operação dos

mesmos dentro da sua limitação, etc. Tudo isso com o objetivo de prevenir o escape ou formação dos gases. São, em sua maioria, chamados de “Tecnologias Limpas” (LISBOA, 2007).

Lisboa (2007) afirma, ainda, que entre as técnicas de método indireto tem-se:

- O impedimento à geração do poluente seja através de substituição de matérias primas e reagentes (enxofre por soda na produção de celulose) ou mesmo na mudança de processos ou operação (como uso de sistemas completamente fechados ou mesmo a condensação e reutilização de vapores);

- A diminuição da quantidade de poluentes geradas através de manutenção de equipamentos, operando equipamentos dentro de sua capacidade, etc;

- Mudança de combustíveis (combustível com menor teor de enxofre, combustível líquido por combustível gasoso, etc);

- Diluição através de chaminés elevadas.

2.2.6.2 *Métodos Diretos*

As medidas ou métodos diretos de controle incluem técnicas destrutivas como incineração e biofiltração, e técnicas recuperativas, como absorção, adsorção e condensação (KHAN e KR GHOSHAL, 2000); (SCHIRMER e DE MELO, 2003). Estas técnicas passam por duas etapas:

- Concentração dos poluentes na fonte para tratamento efetivo antes do lançamento na atmosfera.

- Retenção do poluente após geração através de equipamentos de controle de poluição do ar .

2.2.7 **Material Particulado**

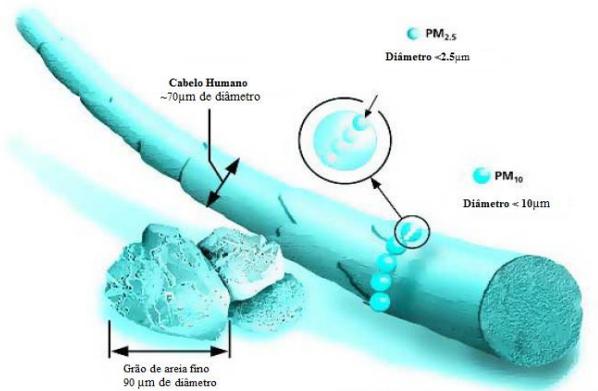
Lora (2002) define material particulado (MP) como qualquer substância, à exceção da água pura, que existe como líquido ou sólido na atmosfera e que tem dimensões microscópicas ou sub-microscópicas, porém maiores que as dimensões moleculares.

O material particulado com diâmetro médio menor que 10 μm é classificado como MP₁₀. O mesmo acontece com o de diâmetro médio menor que 2,5 μm , sendo assim chamado de MP_{2,5}. Ambos são particulados respiráveis, podem ser absorvidos pelo ser humano durante o ato

da respiração, e objeto de estudo frequente. A Figura 3 3 mostra o quão pequeno é o material particulado comparado com um fio de cabelo.

Segundo (CARVALHO, 2003), as partículas ou particulados (pó), estão entre os poluentes que apresentam maiores riscos diretamente ao homem. Elas atacam os pulmões, aumentam as taxas de reação na atmosfera, reduzem a visibilidade e alteram os níveis de radiação solar que atingem o solo. Por este último fato, as partículas alteram a temperatura do solo e influenciam nas alterações do crescimento das plantas. O comportamento das partículas na atmosfera depende principalmente do seu tamanho.

Figura 3 - Comparação entre o diâmetro de um fio de cabelo e o diâmetro do material particulado.



Fonte: EPA, 2000

O tamanho das partículas é classificado por seu diâmetro equivalente que é determinado de acordo com as propriedades preponderantes no caso analisado. Dentre os diâmetros equivalentes mais comuns estão:

- Diâmetro de área projetada: É o diâmetro de um círculo de área igual ao perfil da área projetada da partícula como mostra a Figura 4;

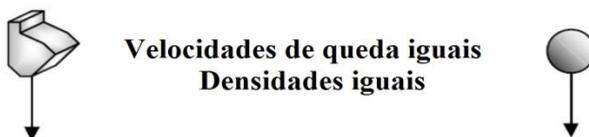
Figura 4 - Diâmetro de área projetada



Fonte: CARVALHO (2003).

- Diâmetro de Stokes: É o diâmetro de uma esfera que tem a mesma velocidade terminal de sedimentação e a mesma massa específica da partícula em estudo e corrigida por um fator de escorregamento. Tem-se o exemplo do diâmetro de Stokes demonstrado na Figura 5;

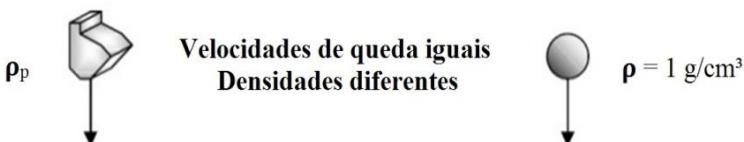
Figura 5 - Diâmetro de Stokes



Fonte: CARVALHO (2003).

- Diâmetro aerodinâmico equivalente: é o diâmetro de uma esfera de massa específica unitária ($\rho = 1 \text{ g/cm}^3$), que tem a mesma velocidade terminal de sedimentação da partícula em estudo, corrigida por um fator de escorregamento como se pode ver na Figura 6.

Figura 6 - Diâmetro aerodinâmico equivalente



Fonte: CARVALHO (2003).

Partículas maiores de $100 \mu\text{m}$ são chamadas de sedimentáveis, isto é, caem sob a ação da gravidade após serem lançadas ao ar pela fonte emissora (RUFINO, 2011).

A quantidade precipitada destas partículas recebe, segundo alguns especialistas, o nome de “índice de sujidade”; são estas partículas que sujam os carros, as piscinas, as roupas no varal, pisos, paraquitos e os móveis. A qualidade do ar quanto à sujidade é considerada boa quando for detectada uma queda de partículas inferior a cinco toneladas de partículas por quilômetro quadrado de área, num período de 30 dias.

Partículas muito pequenas movem-se aleatoriamente como moléculas de gás e, na prática, não se depositam no solo, permanecendo na atmosfera durante períodos indefinidos de tempo. Por sua vez, partículas maiores depositam-se rapidamente e permanecem por muito pouco tempo na atmosfera (CARVALHO, 2003).

Partículas maiores que 10 μm , quando respiradas, não atingem nossos pulmões, ficando retidas nas vias respiratórias superiores e são expelidas sem grandes dificuldades. Entretanto a maior parte das partículas tem diâmetro variando entre 0,1 e 10 μm e são capazes de atingir nossos pulmões, ficando alojadas nos alvéolos, diminuindo nossa capacidade respiratória (RUFINO, 2011).

Para uma análise preliminar da quantidade de particulados emitida por uma caldeira alimentada com bagaço de cana-de-açúcar, pode-se adotar, segundo Lora (2000), um fator de emissão de particulados da ordem de 7,1 kg material particulado por tonelada de bagaço queimado.

2.2.7.1 Características do Material Particulado

Cordeiro *et al.* (2009) caracterizaram a cinza de bagaço, produzida a 600°. Sua composição química, em termos de óxidos foi informada de acordo com a Tabela 7. Como se pode perceber, o SiO_2 é o composto predominante na amostra. Os óxidos K_2O , MgO , P_2O_5 e CaO representam 32% da cinza.

Algumas características físicas que foram utilizadas na simulação também foram obtidas no trabalho de Cordeiro *et al.* (2009). Essas cinzas apresenta cor cinza, umidade residual reduzida e valor de massa específica dentro da faixa esperada para materiais silicosos como se pode verificar na Tabela 8.

Tabela 7 – Composição química, em termos de óxidos, da cinza do bagaço produzida a 600 °C.

| Composto | Teor (% em massa) |
|--------------------------------|--------------------------|
| SiO ₂ | 60,96 |
| Al ₂ O ₃ | 0,09 |
| Fe ₂ O ₃ | 0,09 |
| CaO | 5,97 |
| Na ₂ O | 0,7 |
| K ₂ O | 9,02 |
| MnO | 0,48 |
| MgO | 8,65 |
| P ₂ O ₅ | 8,34 |
| Perda ao fogo | 5,7 |

Fonte: Cordeiro *et al.* (2009).

Tabela 8 – Características físicas da cinza do bagaço produzida com queima a 600°C.

| Características (unidade) | Valor |
|---|--------------|
| Umidade (%) | 2,1 |
| Massa Específica (kg/m ³) | 2569 |
| Superfície Específica, BET (m ² /kg) | 11887 |
| Cor em 600°C | Cinza |
| Resíduo, peneira 325 mesh(%) | 8,27 |

Fonte: Cordeiro *et al.* (2009)

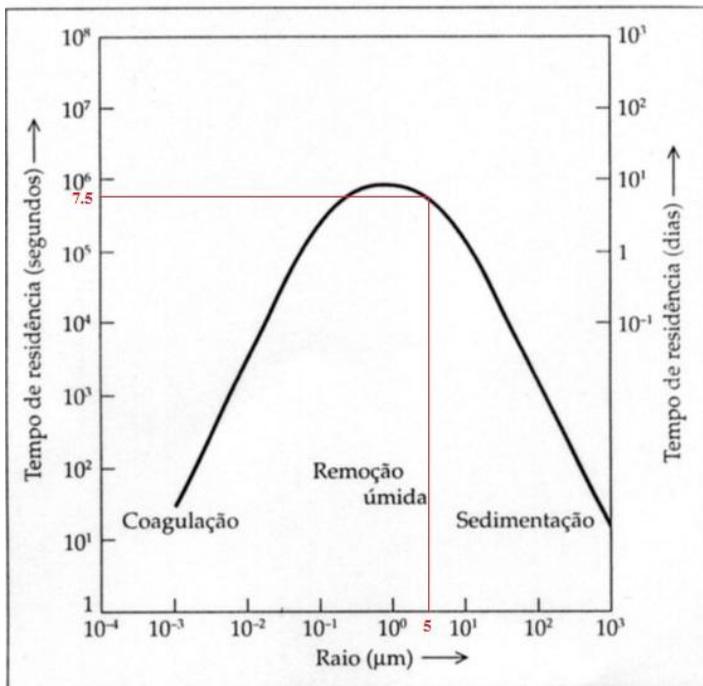
Magalhães (2005) afirma ainda que o tempo de permanência das partículas suspensas no ar é função do seu tamanho, podendo chegar a dias ou semanas e serem as partículas transportadas por correntes de ar favoráveis, afetando o ar, não somente em escala local, mas também em escala regional e até global. As partículas grossas sedimentam rapidamente, sendo frequentemente ressuspensas pela ação dos ventos e tráfego de veículos. Os processos de remoção das partículas suspensas ocorrem basicamente por deposição seca e úmida. A deposição seca ocorre devido à ação da gravidade sobre as partículas, sendo mais eficiente na

fração grossa. A deposição úmida ocorre por remoção de partículas dentro e abaixo das nuvens, devido à precipitação.

O tempo médio que as partículas dos diferentes tamanhos permanecem suspensas no ar está mostrado na Figura 7. Pode-se ver em destaque que a partícula com $5\mu\text{m}$ de raio, ou seja, MP_{10} .

Horvath (2000) considera que, com um tempo em torno de 10 dias e velocidade média de vento de 3 m/s, partículas com diâmetro entre 0,05 e $2\mu\text{m}$ podem ser transportadas a 2500 km de distância.

Figura 7 - Tempo de residência médio para as partículas em suspensão em função do seu tamanho



FONTE: BAIRD (2002).

2.3 LEGISLAÇÃO

2.3.1 Órgãos Legisladores e Fiscalizadores

O CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente, é o órgão que legisla sobre a qualidade do ar no Brasil e estabelece limites de qualidade do ar. Neste caso, tem-se a Resolução N°. 382, de 26 de Dezembro de 2006 que estabelece padrões de emissão para processos de geração de calor e conversão de energia térmica. Entre eles está a combustão externa de bagaço de cana-de-açúcar, como mostra a Tabela 10.

De acordo com Artigo 4º, parágrafo 1, no caso específico de material particulado, deverá ser adotado o método de medição de emissão de partículas em fonte pontual, conforme norma NBR 12019 ou NBR 12827, ou outro método equivalente, desde que aceito pelo órgão ambiental licenciador. De acordo com o parágrafo 3: Os resultados das medições devem ser apresentados em relatório com periodicidade definida pelo órgão ambiental licenciador, contendo todos os resultados da medição, as metodologias de amostragem e análise, as condições de operação do processo, incluindo tipos e quantidades de combustível e/ou insumos utilizados, além de outras determinações efetuadas pelo órgão licenciador.

Tabela 9 – Limites de emissão (1) para poluentes atmosféricos provenientes de processos de geração de calor, a partir da combustão externa de bagaço de cana-de-açúcar.

| Potência Térmica Nominal (MW) | Material Particulado (mg/Nm ³) | CO (mg/Nm ³) | NO _x (mg/Nm ³) |
|-------------------------------|--|--------------------------|---------------------------------------|
| Menor que 10 | 280 | N.A. | N.A. |
| Entre 10 e 75 | 230 | N.A. | 350 |
| Maior que 75 | 200 | N.A. | 350 |

(1) os resultados devem ser expressos na unidade de concentração (mg/Nm³), em base seca e 8% de excesso de oxigênio (O₂ ref.).

Fonte: CONAMA RESOLUÇÃO N°. 382, DE 26 DE DEZEMBRO DE 2006, Anexo III.

De acordo com o Artigo 6º, parágrafo 1: “o órgão ambiental licenciador poderá, mediante decisão fundamentada, determinar limites de emissão mais restritivos que os aqui estabelecidos em áreas onde, a seu critério, o gerenciamento da qualidade do ar assim o exigir”.

O ANEXO III da Resolução prevê os limites de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de processos de geração de calor a partir da combustão externa de bagaço de cana-de-açúcar. Ficam estabelecidos, na Tabela 9, os limites de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de processos de geração de calor, a partir da combustão externa de bagaço de cana-de-açúcar.

Pela Resolução do CONAMA define-se material particulado (MP) todo e qualquer material sólido ou líquido, em mistura gasosa, que se mantém neste estado na temperatura do meio filtrante, estabelecida pelo método adotado.

Para controle e fiscalização se tem os órgãos estaduais. No Estado de São Paulo existe a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e tem como órgão responsável pelo controle e fiscalização a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), que segue diretrizes preconizadas em normas próprias em conformidade com o CONAMA, não podendo nunca ser menos restritivas que o órgão nacional. Em Santa Catarina a FATMA é o órgão de controle e fiscalização.

No Estado do Paraná, os Órgãos Controladores são: a Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA-PR) e o Instituto Ambiental do Paraná (IAP). No Estado do Paraná a legislação é a Resolução N° 054/06 – SEMA, que estabelece os limites segundo a Tabela 10.

Na seção II, item 5 “Geração de calor ou energia utilizando bagaço de cana-de-açúcar como combustível” tem-se a condição referencial de oxigênio:

- a) para processos onde há contato dos gases da combustão com os produtos processados: 17% ou, quando comprovada a sua impossibilidade técnica, outra concentração de oxigênio que melhor caracteriza a condição de boa queima;
- b) para caldeiras e demais casos: 8 %.

Tabela 10 - Valores máximos permitidos segundo a SEMA para geração de calor a partir de bagaço de cana de açúcar.

| Potência Térmica Nominal MW | Massa específica Colorimétrica | MP-total mg/Nm ³ | CO mg/Nm ³ | NO _x mg/Nm ³ | SO _x mg/Nm ³ | Automonitoramento - Amostragem | |
|-----------------------------|--|-----------------------------|-----------------------|------------------------------------|------------------------------------|--|--|
| | | | | | | Parâmetros | Frequência |
| Até 0,5 | 20% equivalente ao Padrão 1 da Escala Ringelmann | 730 | 7800 | NA | NA | CO ou MP-Total, O ₂ | Anual |
| Entre 0,5 e 2,0 | | 730 | 3900 | NA | NA | | Anual |
| Entre 2,0 e 10 | | 730 | 3250 | NA | NA | | Semestral |
| Entre 10 e 50 | | 520 | 2600 | 500 | NA | MP-Total, CO, NO _x e O ₂ | Semestral |
| Entre 50 e 100 | | 450 | 1300 | 500 | NA | MP-Total, CO, NO _x e O ₂ | Semestral |
| Entre 100 e 250 | | 390 | 1000 | 400 | NA | MP-Total, NO _x | Semestral |
| | | | | | | CO, O ₂ | Semestral até dez/2009 e contínuo a partir de 2010 |
| Acima de 250 | 260 | 650 | 400 | NA | MP-Total, NO _x | Semestral | |
| | | | | | CO, O ₂ | Semestral até dez/2009 e contínuo a partir de 2010 | |

Notas:1) Na faixa até 10 MW é suficiente atender apenas um dos parâmetros: MP-total ou CO.

2) exceto nas operações de aquecimento, modulação e ramonagem, por um período que totalize 10 minutos, ao longo das 24 horas do dia.

NA: Não aplicável.

2.4 SIMULAÇÃO DO PROCESSO DE EMISSÃO

A simulação consiste em executar o projeto de forma adequada e que não deixa dúvidas ao programa sobre o que é desejado. Após o desenho são selecionados os conceitos fenomenológicos que serão aplicados à simulação (fluidodinâmica, transferência de calor e massa, e escoamento de partículas).

Em seguida são selecionadas as condições de contorno aplicadas ao modelo. Depois há de se desenvolver a construção da malha a ser aplicada ao modelo. Após o detalhamento da malha, aplica-se a simulação com o seu devido estudo (estacionário, transiente, etc).

Um estudo um pouco mais aprofundado se faz necessário sobre os assuntos descritos abaixo para esclarecimentos sobre o modelo de emissão de partículas na atmosfera.

2.4.1 Dispersão Atmosférica

São condições necessárias à dispersão de poluentes na atmosfera uma alta chaminé, uma topografia plana, ventos e a falta de um gradiente de temperatura (inversão térmica) (KAWANO, 2000).

De acordo com Moreira *et al.* (2010), Lisboa (2007) e Tirabassi (2004), os fenômenos meteorológicos que atuam no processo de dispersão o fazem obedecendo a uma sequência de escalas de movimento em função da dinâmica da atmosfera. Essas escalas são:

- **sinótica**: está associada aos movimentos do ar resultantes da circulação geral da atmosfera, tendo extensão horizontal que varia entre 100 a 3.000 km.
- **mesoescala**: lá estão os movimentos que incluem as brisas marítima e terrestre, circulação dentro de vales e os fenômenos do efeito de ilhas de calor. Os fenômenos dessa escala que influenciam a qualidade do ar local são variações diurnas da estabilidade atmosférica e a topografia regional. A extensão vertical é de dezenas de metros até 1 km acima do solo e a horizontal dessa escala é da ordem de 100 km.
- **microescala**: inclui os movimentos resultantes dos efeitos aerodinâmicos das edificações das cidades e dos parques industriais, rugosidade das superfícies e a cobertura vegetal de diversos tipos de solo. Esses movimentos são responsáveis pelo transporte e difusão dos poluentes em um raio horizontal inferior a 10 km e entre 100 e 500 metros na vertical acima do solo. Nesses casos, a turbulência atmosférica, gerada por di-

versos pequenos obstáculos, é importante na verdadeira trajetória das plumas emitidas pelas fontes industriais, uma vez que a direção e a velocidade do vento são totalmente dominadas pelas características topográficas e regionais em torno da fonte. O modelo matemático desenvolvido neste trabalho está localizado na microescala.

A dispersão atmosférica na microescala meteorológica (da ordem de alguns quilômetros), a região da atmosfera que influencia o transporte e a dispersão de poluentes é a chamada camada limite atmosférica, grosseiramente os primeiros 500m acima do solo. Esta porção da atmosfera sofre a influência da superfície terrestre na estrutura dos ventos. Dentro da camada limite atmosférica (denominada CLA), os ventos são influenciados pelo escoamento de ar acima e pelos efeitos de fricção, topografia e trocas de calor com a superfície. Os ventos na região acima da CLA, chamados de ventos geostróficos ou sinóticos, são governados pelo balanço entre o gradiente de pressão e a força de Coriolis, devido à rotação da Terra (SEINFELD, 1986).

O perfil vertical de temperatura na CLA tem importante papel na turbulência atmosférica e conseqüentemente na estrutura dos ventos. Na troposfera, que é a camada atmosférica mais próxima do solo, estendendo-se até aproximadamente 12 km acima deste, a temperatura normalmente diminui com a altura na razão de $10^{\circ}\text{C} / \text{km}$, devido à diminuição da pressão (efeito semelhante ao da expansão adiabática de um gás). Quando um perfil de temperatura como este existe na CLA, se diz que a atmosfera está em condições de estabilidade. Nestas circunstâncias uma parcela de ar a qualquer altura não tende a subir, nem a descer. Entretanto, raramente a atmosfera encontra-se nesta condição de equilíbrio, pois as trocas de calor com a superfície e fenômenos de larga escala geralmente resultam em perfis de temperatura diferentes desse neutro. Em condições de instabilidade atmosférica, movimentos na direção vertical são estimulados por forças de empuxo e em condições estáveis estes são inibidos (BOÇON, 1998).

Baseado nessas conclusões com relação às condições de estabilidade atmosférica, já se pode antecipar que condições estáveis tendem a inibir a turbulência e, portanto, diminuir seu efeito dispersivo na CLA, o que não é favorável à dispersão de poluentes.

2.4.2 Velocidade Terminal

As partículas ao caírem no seio de um fluido sob ação de uma força constante, por exemplo, a força da gravidade, sofrem aceleração durante um período de tempo muito curto e depois se movem a uma velocidade constante. Esta máxima velocidade que as partículas podem alcançar é chamada de velocidade terminal, e dependem da massa específica, tamanho e forma da partícula, além das propriedades do fluido e do campo atuante.

A velocidade terminal de uma partícula é definida pelo número de Reynolds baseado no diâmetro da partícula, equação (2.1):

$$Re_p = \frac{d_p v_r \rho_f}{\mu_f} \quad (2.1)$$

O coeficiente de arraste C_D é função do número de Reynolds conforme se pode ver na Figura 7. Dependendo do número de Reynolds das partículas, o coeficiente de arraste pode ser assumido de acordo com a Tabela 11.

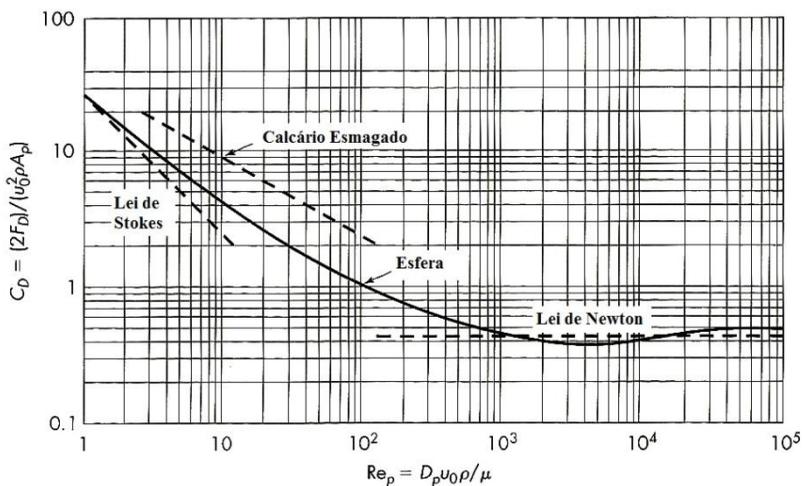
Tabela 11 - Valores assumidos pelo coeficiente de arraste de acordo com o número de Reynolds de partícula.

| Regime | Re_p | C_D |
|----------------------------|-----------------------|------------------|
| Regime Laminar | $Re_p < 0,4$ | $24/Re_p$ |
| Regime Intermediário | $0,4 < Re_p < 500$ | $10/\sqrt{Re_p}$ |
| Regime Turbulento | $500 < Re_p < 200000$ | 0,44 |
| Regime de Alta Turbulência | $Re_p > 200000$ | 0,2 |

Um gráfico $C_D \times Re_p$ pode ser traçado conforme se vê na Figura 8. Na região laminar, a lei de Stokes pode ser utilizada; já em uma região de alta turbulência, aplica-se a lei de Newton.

O cálculo da velocidade terminal é utilizado no modelo matemático para definir o uso dos modelos de arraste de Schiller-Naumann ou de Stokes.

Figura 8 - Gráfico para cálculo de coeficiente de arraste através do número de Reynolds de partícula.



Fonte: (MCCABE *et al.*, 1985).

Uma velocidade terminal teórica é calculada para fins de comparação com a velocidade terminal obtida do modelo de emissão de partículas, sendo utilizadas as seguintes aproximações:

- Para modelo misto (turbulento dentro da chaminé e laminar do lado de fora):

$$v_R = \frac{d_p^2 g (\rho_p - \rho_f)}{18 \mu_f} \quad (2.2)$$

- Para o modelo turbulento (dentro e fora da chaminé):

$$v_R = \left[\frac{4}{225} \frac{(\rho_p - \rho_f)}{\rho_f \mu_f} \right]^{1/3} d_p \quad (2.3)$$

2.4.3 Método Numérico dos Elementos Finitos (FEM)

O processo de subdividir os sistemas em seus componentes ou “elementos” individuais e depois reconstruir o sistema original desses componentes para estudar seu comportamento, compreender o comportamento dos sistemas ao seu redor e os fenômenos, é um caminho natural de procedimento do engenheiro e do cientista.

Em muitas situações, dividindo-se o modelo em um sistema, componentes, estruturas, parece óbvio. É natural para um engenheiro ou cientista dividir, identificar individualmente esses elementos que conectados formam esse conjunto estrutural. Esses pequenos problemas devem ser expressos discretamente. A rigidez da estrutura depende da rigidez de cada um de seus elementos.

Com o advento dos computadores digitais, problemas discretos podem geralmente ser resolvidos de maneira facilitada, mesmo se o número de elementos for muito grande. Como a capacidade dos computadores é finita, problemas do contínuo podem somente ser resolvidos com exatidão por manipulação matemática.

Para superar a intratabilidade dos diferentes tipos de problemas do contínuo, vários métodos de discretização tem sido, de tempos em tempos, propostos por engenheiros, cientistas e matemáticos. Todos envolvem uma aproximação que, esperançosamente, abordam no limite a verdadeira solução continuada (ZIENKIEWICZ *et al.* 2005)

O método dos elementos finitos é uma técnica numérica para resolver equações diferenciais parciais. Esta técnica tem três características essenciais. A primeira é que o campo contínuo, ou domínio, é subdividido em elementos, que formam uma malha. Os elementos possuem diferentes formas e podem ser retilíneos ou curvos. A malha não precisa ser estruturada. Com malhas não estruturadas e células curvas, geometrias complexas podem ser criadas com mais facilidade. Essa importante vantagem do método não é compartilhada pelo método das diferenças finitas que precisa de uma grade estruturada. O método dos volumes finitos por outro lado, tem a mesma flexibilidade geométrica do que o método dos elementos finitos.

A segunda característica intrínseca ao MEF é a necessidade de uma quantidade significativa de dados de entrada e de saída. A terceira característica está relacionada ao fato de que numa malha de elementos finitos a regularidade dos elementos influencia decisivamente no resultado final da solução obtida (GOIS e PITERI, 2011).

A combinação da representação da solução numa dada função espaço, com uma formulação integral tratando rigorosamente as condições de contorno, fornece ao método uma forte e rigorosa fundamentação matemática (WENDT e ANDERSON, 2009).

2.4.4 Modelo de turbulência $k - \varepsilon$

O modelo $k - \varepsilon$, por se tratar de um modelo difundido e discutido entre a comunidade científica, é um dos mais comumente utilizados, pois seus detalhes são conhecidos e todas suas prováveis causas de erros não são novidades, facilitando a implementação do modelo, além de estar presente em boa parte dos pacotes de códigos dos softwares comerciais.

É estável e numericamente robusto possuindo uma capacidade de predição bem estabelecida. O modelo de duas equações é baseado no conceito da viscosidade turbulenta, onde a tensão total sofrida por um fluido em regime turbulento é a soma das tensões devido à viscosidade molecular k e à viscosidade turbulenta, uma propriedade do escoamento turbulento. É comum em simulações de escoamento e dispersão atmosférica o uso deste modelo (BLOKEN *et al.*, 2007a; BLOKEN *et al.*, 2007b; BLOCKEN *et al.*, 2008; PONTIGGIA *et al.*, 2009).

O modelo de duas equações utiliza duas equações diferenciais no fechamento do problema. A primeira equação resolve o problema de energia cinética turbulenta k , a outra resolve para a taxa de dissipação da energia cinética turbulenta, ε . Segundo Wilcox (1998), o modelo padrão $k - \varepsilon$ é regido por:

Viscosidade Turbulenta:

$$\mu_T = \frac{\rho C_\mu k^2}{\varepsilon} \quad (2.4)$$

A conservação da energia cinética turbulenta é representada pela equação:

$$\rho \frac{\partial k}{\partial t} + \rho U_j \frac{\partial k}{\partial x_j} = \tau_{ij} \frac{\partial U_i}{\partial x_j} - \rho \varepsilon + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \mu_T / \sigma_k \right) \frac{\partial k}{\partial x_j} \right] \quad (2.5)$$

A taxa de dissipação é representada pela equação:

$$\rho \frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \rho U_j \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} = C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} \tau_{ij} \frac{\partial U_i}{\partial x_j} - C_{\varepsilon 2} \rho \frac{\varepsilon^2}{k} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \mu_T / \sigma_\varepsilon \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right] \quad (2.6)$$

Relações auxiliares:

$$\omega = \frac{\varepsilon}{(c_\mu k)} \quad (2.7)$$

$$l = \frac{c_\mu k^{3/2}}{\varepsilon} \quad (2.8)$$

2.5 DADOS OBTIDOS DA USINA

Os dados a serem simulados se baseiam em amostragens colhidas em uma usina de cana e açúcar ao longo de um ano normal de funcionamento. Estes dados foram medidos por uma empresa de consultoria especializada neste tipo de coleta. Esta usina tem duas caldeiras que queimam bagaço de cana para a geração de vapor d'água. Estes dados (temperatura e velocidade de entrada dos gases da chaminé, velocidade de saída dos gases da chaminé, dimensão de chaminés, quantidade de particulado emitido) condizentes com os dados encontrado na literatura, como, por exemplo, no trabalho de Teixeira (2005) e Awma (1992).

Os gases que saem desta caldeira são lavados em um lavador de gases e em seguida são enviados para chaminé. Os dados foram colhidos de acordo com as normas técnicas NTB10700, NTB10701, NTB10702, NTB11966, NTB11967, NTB12019 e NTB12827 e serão reproduzidos na simulação.

O bagaço da cana, extraído juntamente com o caldo nas moendas, tem papel de destaque no processo produtivo. É o combustível que produz toda a energia utilizada pelo sistema, sejam elas, a energia mecânica, energia térmica ou energia elétrica. Com umidade variando entre 48 e 52%, o bagaço é conduzido para as caldeiras através da esteira elevadora. A esteira elevadora conduz o bagaço à esteira distribuidora, que servirá a ambas as caldeiras com o combustível necessário.

As esteiras do pátio e de retorno são transportadores de correia, onde uma lona de borracha fechada é movida e apoiada por rolos cilín-

dricos. A cobertura da esteira é importante para impedir que o bagaço que sobe receba gotas de chuva, o que aumentaria sua umidade, dificultando a queima e provocando queda de pressão das caldeiras.

O bagaço distribuído pela esteira desce por bicas inclinadas. As bicas formam uma coluna de bagaço sobre os alimentadores que assegura a uniformidade da alimentação e a selagem e que impedem o retorno de chamas e gases quentes para a esteira e também a entrada de ar falso.

As bicas possuem visores transparentes para que os operadores visualizem o fluxo de bagaço e percebam eventuais entupimentos. O bagaço é distribuído com jato de ar em todos os pontos da fornalha de ambas as caldeiras. O vapor superaquecido é gerado e utilizado nas turbinas a vapor para a geração de energia.

O foco permanecerá no sistema Caldeira-Lavador de Gases-Chaminé.

A combustão na caldeira converte a energia química do combustível em energia térmica, ou seja, calor. Este calor é transferido ao sistema vapor-água, gerando vapor. Nas caldeiras utilizadas nas usinas, caldeiras aquotubulares, a água passa por dentro dos tubos e os gases quentes da combustão passam por fora dos tubos. Estes tubos são normalmente conectados entre dois ou mais tubulões cilíndricos. O tubulão superior, chamado tubulão de vapor, tem seu nível de água controlado em cerca de 50% e o tubulão inferior fica totalmente cheio de água.

As caldeiras de usina são preparadas para usar o bagaço de cana como combustível, mas podem eventualmente queimar lenha. São basicamente formadas de um queimador ou incinerador, denominado de fornalha, e por um recuperador de calor formado por paredes de tubos de formato especial que circunda a fornalha, denominado de paredes d'água. Este interliga com os dois tubulões cilíndricos horizontais de aço carbono de grande espessura, onde a água é introduzida e de onde é distribuída para as tubulações das paredes d'água e feixe tubular.

O bagaço conduzido pelas esteiras transportadoras é pulverizado na parte superior da fornalha, que se encontra a uma temperatura de aproximadamente 1.200°C, através de sistema pneumático de distribuição de bagaço (SILVA, 2007).

O vapor produzido nas caldeiras é distribuído para os pontos de consumo por uma rede de tubos termicamente isolada, de aço, com purgadores localizados estrategicamente com a função de coletar o condensado.

Pela lei, para instalações com potência térmica superior a 10 MW, é indispensável à utilização de um processo de filtragem, pois a

geração a partir da queima de bagaço emite pelo menos quatro vezes mais particulados do que o mínimo exigido pela lei (SILVA, 2007).

Os gases que saem da fornalha vão para o lavador de gases que tem alta eficiência de coleta de material particulado até 10 μ m. Os gases limpos saem pelo topo do equipamento, enquanto os particulados são removidos por baixo junto com a água do processo. Estes equipamentos são eficientes para remoção de partículas de diâmetro superior a 10 μ m. Entretanto altíssimas eficiências podem ser obtidas para partículas tão pequenas quanto 1 μ m, se a pressão do spray for elevada. Porém os custos aumentam consideravelmente. Segundo Bailie (1978), são normalmente usados de 1 a 5 litros de água para limpar 4 m³ de gás. Na usina em questão, para cada tonelada de vapor produzida é necessário 1 m³ de água.

O gás a aproximadamente 100°C sai do lavador de gases com destino a ser expelido pela chaminé. A quantidade de água utilizada para limpar os gases no lavador também tem influência na temperatura de saída dos gases na chaminé. Portanto se há um aumento da quantidade de água no lavador de gases, a temperatura de saída dos gases tende a diminuir. Um efeito que pode ser sentido quando há temperatura mais baixa durante a manhã na usina, é que o gás começa a precipitar e gotas são sentidas.

As dimensões da chaminé da usina são de 25 metros de altura e 2,5 metros de diâmetro. A chaminé construída de chapas de aço possui 6 milímetros de espessura de parede.

Essa chaminé é o escape de uma caldeira que tem capacidade de produção de 115MW e consumo de combustível de 50.000 kg/h de bagaço. A emissão de particulado corrigido para O₂ de referência é de 224 mg/Nm³. Segundo a resolução 065/10 (SEMA-PR), o limite de emissão para esse tipo de caldeira é de 390 mg/Nm³.

Uma chaminé como esta, que está dentro dos limites estabelecidos, dispersa na atmosfera em média 16,4 kg/h de material particulado. Em um ano esta soma encontra-se em 75,7 toneladas. Apenas nesta usina, existem duas chaminés para suas duas caldeiras. As duas em conjunto apresentam um lançamento anual de 160 toneladas de material particulado MP₁₀.

A empresa se encontra distante de qualquer aglomerado urbano, cercada de uma vasta plantação de cana-de-açúcar no interior no Paraná. A cidade mais próxima se encontra a 8 quilômetros.

CAPÍTULO 3: METODOLOGIA MATEMÁTICA

Este capítulo apresenta a fundamentação teórica do modelamento de escoamentos laminares e turbulentos com a presença de particulados, estacionários ou não estacionários, estudados neste trabalho. No entanto, não se tem a pretensão de se revisar, detalhada e exaustivamente, cada um dos procedimentos envolvidos na obtenção das soluções numéricas.

Serão apresentadas aqui as metodologias numéricas e matemáticas utilizadas para obter os resultados de fluidodinâmica, transferência de calor e de concentração de particulado emitido de uma fonte fixa, a partir da queima de bagaço de cana-de-açúcar. Esses resultados permitem mensurar os riscos para o ser humano e o impacto que esse tipo de emissão causa ao meio ambiente.

Primeiramente, apresentam-se os modelos empregados nas simulações, colocando-se condições iniciais e de contorno mais adequadas à representação do sistema estudado.

Um primeiro modelo foi desenvolvido com o objetivo de validar a metodologia por meio da comparação dos resultados obtidos com dados experimentais de um túnel de vento. Assim, esse primeiro modelo foi validado a partir do trabalho de Hall *et al.* (1998), sobre dispersão de partículas de diferentes tamanhos sob diferentes condições em túnel de vento. Os resultados foram obtidos com o emprego do *software COM-SOL Multiphysics*®4.3.

3.1 IMPLEMENTANDO O MODELO NO *SOFTWARE* DE SIMULAÇÃO

As simulações foram realizadas no *software* COMSOL Multiphysics® 4.3.

Para permitir a comparação dos resultados experimentais e computacionais, dados obtidos com os resultados do modelo de validação foram colocados em um gráfico idêntico ao do trabalho de Hall *et al.* (1998).

O modelo computacional foi desenvolvido considerando um domínio tridimensional com análise transiente ou de regime estacionário, segundo o estudo em questão.

A geometria e seu dimensionamento procuraram reproduzir um sistema constituído de uma chaminé cilíndrica com 25 m de altura e 2,5

m de diâmetro posicionada sobre um terreno plano onde o vento sopra horizontalmente com direção e velocidade constantes.

O software utilizado facilita grandemente as tarefas que constituem as diferentes etapas do trabalho de resolução numérica do modelo. Utilizando o *built-in* de interface física e o suporte avançado para as propriedades dos materiais, é possível construir o modelo definindo os fenômenos presentes, as propriedades físicas relevantes ao sistema, além das condições iniciais e de contorno mais apropriadas ao problema.

A malha foi construída levando em conta a natureza dos fenômenos físicos envolvidos e buscando atender a critérios de convergência, estabilidade e unicidade da solução.

O COMSOL Multiphysics compila internamente o conjunto de equações que representam o modelo em sua totalidade, gerando um sistema de equações lineares. A resolução do modelo é obtida por meio da técnica dos elementos finitos.

Empregaram-se as equações de Navier-Stokes e da conservação da massa para a obtenção dos campos de pressão e de velocidade do escoamento, o balanço de energia para o campo de temperaturas e a lei de Newton do movimento, segundo uma abordagem lagrangeana, para o transporte do material particulado. Os problemas fluidodinâmico e de transferência de calor foram resolvidos de forma acoplada, segundo um esquema segregado. Já o problema da movimentação das partículas foi desacoplado por se considerar que as mesmas não exerciam influência sobre o escoamento e a transferência de calor. Como fluido adotou-se ar seco, que possui comportamento de fluido newtoniano.

O estudo envolveu a comparação qualitativa e quantitativa dos padrões observados em dispersões atmosféricas e em ensaios de túnel de vento, com os resultados obtidos pelo método numérico dos elementos finitos (FEM).

3.2 MODELO DE VALIDAÇÃO

Para validar a abordagem numérica empregada, buscou-se reproduzir alguns dos resultados apresentados no artigo “Deposition of large particles from warehouse fire plumes—a *small-scale wind tunnel model study*” de Hall *et al.* (1998), onde os autores simulam o comportamento de uma pluma de poluentes químicos advindas de um incêndio com a ajuda de um túnel de vento. Foi aplicado um modelo de pluma gaussiana

modificado (modelo modificado por um ângulo de queda das partículas).

Para o modelo de escala reduzida de uma nuvem de dispersão, foi necessário que as características de turbulência da pluma, do fluxo de vento, da flutuabilidade e do impulso na pluma de descarga fossem corretamente modeladas, a fim de obter a dispersão gasosa correta. Para modelar o comportamento da dispersão das partículas lançadas então, a queda de partículas e sua velocidade de inércia deveriam ser corretamente modeladas. A velocidade das partículas em queda, v_f , foi dimensionada com respeito à referência de velocidade do vento, U . Isto requer o estabelecido na equação (3.1):

$$\frac{v_f}{U} = C_1 \quad (3.1)$$

Esta relação tem que ser constante entre o modelo e a escala. Isto definiu essencialmente o ângulo médio de queda (α), segundo a:

$$\alpha = \arctg\left(\frac{v_f}{U}\right) \quad (3.2)$$

A inércia das partículas também teve de ser escalonada para funcionar de modo que a sua taxa de resposta a mudanças de padrão no escoamento(seja por mudanças na vazão média ou devido a turbulência) funcione do mesmo jeito tanto no modelo quanto no *fullscale*. Há diversas maneiras de considerar isto. Uma delas é por meio da distância de paragem, D , que indica a escala de comprimento de movimento da partícula devido à inércia quando há uma mudança na velocidade do vento local. No regime de fluxo de Stokes, D é definido pela equação (3.3):

$$D = \frac{v_f * U}{g} \quad (3.3)$$

Seu dimensionamento em relação ao fluxo é através de alguma escala de comprimento adequado. A escala de comprimento utilizada no artigo foi a altura da chaminé, H , por isso exige-se que a relação entre a distancia de paragem e a altura da chaminé sejam constantes:

$$\frac{D}{H} = C_2 \quad (3.4)$$

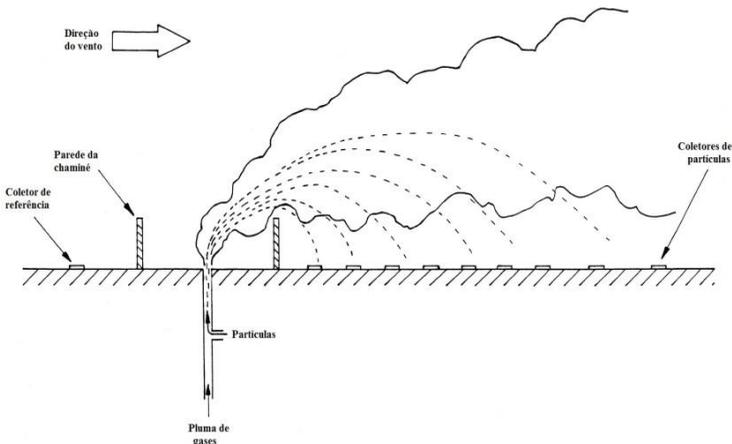
Para valores pequenos, $\alpha \cong \text{tg } \alpha$. Consequentemente $v_f/U = \alpha$. Assim, substituindo nas equações temos (3.5):

$$\frac{D}{H} = \frac{U^2 \cdot \alpha}{H \cdot g} \quad (3.5)$$

A proporção D/H é eficazmente um número de Stokes para o fluxo. Embora o valor relativo de um D/H tenda a variar, é possível ter valores relativamente grandes de D/H e pequenos valores de α , em altas velocidades de vento, e o inverso, em baixas velocidades de vento.

Os autores trabalham com dois tipos de partículas (aloxite e ballotini) com diferentes tamanhos de cada. No modelo de validação foram simulada as partículas ballotini (pérolas de vidro esféricas), com tamanho de $105\mu\text{m}$. Estas partículas têm tamanhos relativamente próximos do material particulado que se deseja simular ($105\mu\text{m}$ e $10\mu\text{m}$) e suas massa específicas também são próximas (as ballotinis possuem massa específica de 2500 kg/m^3 e o material particulado tem massa específica de 2569 kg/m^3), o que torna o modelo mais próximo do modelo experimental utilizado pelo autor. Um esboço do experimento foi feito pelo autor na Figura 9.

Figura 9 - Esboço do experimento de validação.



Fonte: Hall *et al* (1998).

O experimento consiste em dispersar a nuvem de partículas ao longo do domínio e no final verificar com os coletores de partículas, que

estão no chão do modelo, a quantidade de partículas que caiu em cada coletor. Como se tem os valores alcançados por Hall *et al* (1998), em seu experimento de túnel de vento, se compara o modelo numérico com o que de fato foi experimentado pelo autor.

O modelo de validação será construído com um modelo de escoamento laminar e um modelo de dispersão de partículas para eventual comparação com o artigo proposto.

3.2.1 Modelo de escoamento laminar para os testes de validação

O escoamento monofásico é baseado nas equações de Navier-Stokes na notação vetorial expressas da seguinte maneira:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \mathbf{u}) = 0 \quad (3.6)$$

$$\rho \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + \rho (\mathbf{u} \cdot \nabla) \mathbf{u} = -\nabla p + \nabla \cdot \left[\mu (\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T) - \frac{2}{3} \mu (\nabla \cdot \mathbf{u}) \mathbf{I} \right] + \mathbf{F} \quad (3.7)$$

$$\rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} + \rho C_p \mathbf{u} \cdot \nabla T = \nabla \cdot (k_t \nabla T) + Q + Q_{vh} + W_p \quad (3.8)$$

Onde:

ρ é a massa específica (kg/m^3);

\mathbf{u} é o vetor velocidade (m/s);

\mathbf{F} é a força gravitacional (N/m^3);

C_p é o calor específico a pressão constante ($\text{J}/(\text{kg.K})$);

T é a temperatura absoluta (S.I.: K);

Q é a fonte de calor (W/m^3);

k_t é o termo de condutividade térmica (W/m.K);

\mathbf{S} é o tensor tensão:

$$\mathbf{S} = \frac{1}{2} (\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T) \quad (3.9)$$

A operação “ \cdot ” denota uma contração entre tensores definida pela equação:

$$\mathbf{a} : \mathbf{b} = \sum_n \sum_m a_{nm} b_{nm} \quad (3.10)$$

Isto é por vezes referido como o produto de duplo ponto.

A equação 3.6 é a equação da conservação da massa e representa a conservação de massa. A equação 3.7 é uma equação vetorial e representa a conservação da quantidade de movimento. A equação 3.8 descreve a conservação da energia, formuladas em termos de temperatura. Trata-se de uma formulação intuitiva que facilita a especificação de condição de contorno. Para fechar o sistema de equações através das equações 3.6 e 3.8, algumas relações constitutivas são necessárias. Uma relação comum é derivada assumindo que o fluido é newtoniano. Juntamente com a hipótese de Stokes, o tensor viscoso torna-se:

$$\boldsymbol{\tau} = 2\mu\mathbf{S} - \frac{2}{3}\mu(\nabla \cdot \mathbf{u})\mathbf{I} \quad (3.11)$$

A viscosidade dinâmica μ está autorizada a depender do estado termodinâmico, mas não sobre o campo de velocidade. Todos os gases e os líquidos podem ser considerados newtoniano (exemplos de fluidos não newtonianos são mel, lama, sangue, os metais líquidos e as soluções a partir de polímeros).

Dentro do modelo de escoamento laminar, algumas escolhas foram executadas como fluido compressível ($Ma < 0,3$) e a não existência de um modelo de turbulência.

Para discretização do problema (tipos de elementos utilizados na formulação de elementos finitos), foi escolhido a discretização P1 + P1. Esta utiliza elementos lineares para o cálculo dos campos de velocidade e de pressão. Elementos lineares são computacionalmente mais simples do que os elementos de ordem superior e também são menos propensos a oscilações, obtendo-se assim maior robustez numérica.

A massa específica e a viscosidade dinâmica do fluido são obtidos a partir das funções programadas no *software* para o material selecionado (ar), a temperatura de 25°C e na pressão igual a pressão atmosférica padrão de 1 atm.

3.2.2 Modelo de escoamento turbulento para os testes de validação

Nas partes internas do bico e da chaminé, foi utilizado o modelo turbulento para modelar o seu comportamento já que sua velocidade atinge valores muito altos para um regime laminar. Foi utilizado o mo-

delo k-ε já que este é um dos mais utilizados para aplicações industriais. Isto introduz duas equações adicionais de transporte e duas variáveis dependentes: a energia cinética turbulenta, k , e da taxa de dissipação de energia turbulência, ε . A equação de transporte para k é a equação:

$$\rho \frac{\partial k}{\partial t} + \rho(\mathbf{u} \cdot \nabla)k = \nabla \cdot \left[\left(\mu + \frac{\mu_T}{\sigma_k} \right) \nabla k \right] + P_k - \rho \varepsilon \quad (3.13)$$

O termo de produção da equação (3.13) é dado por:

$$P_k = \mu_T \left(\nabla \mathbf{u} : (\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T) - \frac{2}{3} (\nabla \cdot \mathbf{u})^2 \right) - \frac{2}{3} \rho k \nabla \cdot \mathbf{u} \quad (3.14)$$

A equação de transporte para energia turbulência, ε , é dada por:

$$\rho \frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \rho \mathbf{u} \cdot \nabla \varepsilon = \nabla \cdot \left(\left(\mu + \frac{\mu_T}{\sigma_\varepsilon} \right) \nabla \varepsilon \right) + C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} P_k - C_{\varepsilon 2} \rho \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (3.16)$$

A viscosidade turbulenta é modelada por:

$$\mu_T = \rho C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (2.4)$$

Os valores das constantes das equações acima são dados na Tabela 12.

Tabela 12 - Valores para as constantes de turbulência.

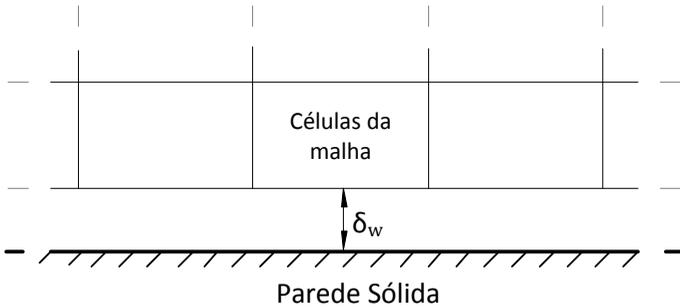
| Constantes | Valores |
|----------------------|---------|
| C_μ | 0,09 |
| $C_{\varepsilon 1}$ | 1,44 |
| $C_{\varepsilon 2}$ | 1,92 |
| σ_ε | 1,0 |
| σ_k | 1,3 |

Fonte: Comsol, 2012.

O fluxo perto de uma parede sólida para um regime turbulento é bastante diferente do fluxo laminar. Isto significa que os pressupostos utilizados para derivar o modelo k-ε não são válidos junto de paredes. Embora seja possível para modificar o modelo de k-ε de modo que descreva o fluxo nas regiões de parede isto nem sempre é desejável pelo

fato de precisar de uma resolução muito elevada. Em vez disso, expressões analíticas são usadas para descrever o fluxo junto das paredes. Estas expressões são conhecidas como funções de parede. Uma ilustração dessa ideia é mostrada na Figura 10.

Figura 10 - O domínio computacional se inicia a δ_w de distância da parede para condições de contorno de parede.



Fonte: Comsol, 2012.

A distância δ_w é automaticamente computada para que:

$$\delta_w^+ = \frac{\rho u_\tau \delta_w}{\mu} \quad (3.17)$$

onde $u_t = C_\mu^{1/4} \sqrt{k}$ é a velocidade de fricção. Isto corresponde à distância da parede em que a camada satisfaz a subcamada logarítmica viscosa (ou, em certa medida, se encontrariam se não houvesse uma camada amortecedora entre eles). O valor de δ_w é limitado abaixo de modo que nunca se torne menor do que a metade da altura da malha de célula limite.

Pelo fato de existir essa distância δ_w no regime turbulento, em toda malha em que o regime turbulento se faz presente, um malha de finas camadas cercam a parede do domínio, com objetivo de suavizar a modelagem matemática naquele ponto.

3.2.3 Modelo de Traçador de Partículas para os testes de validação

O traçador de partículas fornece uma descrição Lagrangiana de um problema de resolução de equações diferenciais ordinárias usando a lei de Newton do movimento. Esta lei de Newton requer especificação da massa das partículas e todas as forças que atuam sobre a partícula. As forças que atuam sobre as partículas podem ser divididas em duas categorias; aquelas devidas a campos externos e às devidos a interações entre as partículas.

Forças devidas aos campos externos são tipicamente calculadas a partir de um modelo de elementos finitos, usando as interfaces físicas disponíveis no programa COMSOL Multiphysics.

Para cada partícula uma equação diferencial é resolvida para cada um de seus vetores componentes de posição de acordo com a equação (3.18). Isto significa que as três equações diferenciais ordinárias são resolvidas para cada partícula em 3D. Em cada intervalo de tempo, as forças que atuam sobre cada partícula são consultadas a partir dos campos externos na atual posição de partícula. Se as forças de interação partícula-partícula são incluídas no modelo, em seguida são adicionados à força total. A posição da partícula é então atualizada, e o processo se repete até que o tempo do fim especificado para a simulação é atingido. No caso específico do experimento de validação, são 90 segundos de simulação.

$$\frac{d(m_p v)}{dt} = F_t \quad (3.18)$$

Uma vez que o módulo de rastreamento de partículas usa uma formulação muito geral para calcular as trajetórias das partículas, as interfaces de partículas de rastreamento podem ser usadas para modelar o movimento de partículas carregadas em campos eletromagnéticos, planetários de grande escala e movimento galáctico, movimento de partículas em regime laminar, sistemas turbulentos e multifásicos.

No caso da simulação de traçador de partículas num movimento fluidodinâmico como é o caso, duas forças são levadas em conta no problema. A força de arraste e a força gravitacional.

No modelo traçador de partículas, as propriedades das partículas são definidas como Newtonianas. A ordem de precisão da parede foi também selecionada. Isso define a ordem de precisão do passo de tempo

usado durante o qual uma interação de partículas na parede acontece. O passo de Euler foi o selecionado para calcular o movimento.

As propriedades das partículas definidas neste modelo foram a massa específica e o diâmetro da partícula. No caso do modelo de validação, as partículas de vidro (ballotinis) foram testadas nos dois tamanhos (62 μm e 105 μm), porem como os pontos de Hall *et al.* (1998) para partículas de 62 μm eram ruins e pouco numerosos, optou-se apenas pela partícula de 105 μm para a validação.

A força de arraste incluída no modelo utiliza uma lei para reger sua intensidade. A utilização da lei de arraste de Schiller-Naumann se fez necessária, pois ela é aplicável para as partículas que têm um número de Reynolds relativo muito superior a um, no caso neste modelo de validação. Para Schiller-Naumann as equações utilizadas são:

$$\tau_p = \frac{4\rho_p d_p^2}{3\mu C_D Re_r} \quad (3.19)$$

Onde o valor de C_D é dado pela equação (3.20):

$$C_D = \frac{24}{Re_r} (1 + 0,15Re_r^{0,637}) \quad (3.20)$$

$$e \quad Re_r = \frac{\rho \|u-v\| d_p}{\mu} \quad (3.21)$$

Além do arraste, a força gravitacional também foi levada em consideração. A força da gravidade faz com que as partículas com uma massa específica relativamente alta e possam se mover na mesma direção que a orientação do vetor de gravidade.

$$F_g = m_p g \frac{(\rho_p - \rho)}{\rho_p} \quad (3.22)$$

3.2.4 Condições Iniciais e de Contorno

Para o modelamento do experimento foram utilizados um modelo de escoamento laminar, um modelo de escoamento turbulento e outro modelo para o deslocamento de partículas. O modelo de escoamento é baseado no movimento de fluidos através da equação de Navier-Stokes, que apresenta solução para o campo de velocidade e pressão.

Após a seleção de domínio, uma definição do material se faz necessária. Suas respectivas características e propriedades serão de suma

importância. O material selecionado é o Ar seco e contém as propriedades viscosidade dinâmica, massa específica, calor específico, condutibilidade elétrica, coeficiente de transferência térmica. A maioria dessas propriedades varia com a temperatura e a pressão do meio.

Para o escoamento, assumiram-se as seguintes condições:

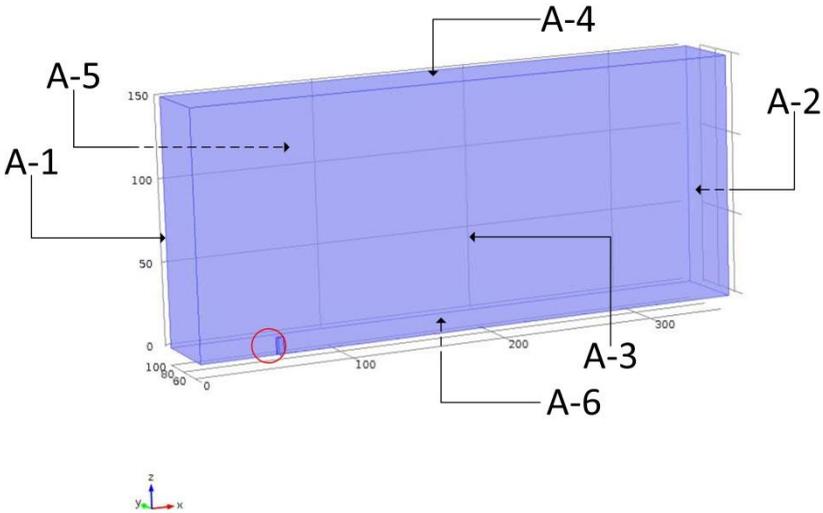
- Fluido compressível;
- Regime laminar (fora da chaminé);
- Regime turbulento (na chaminé e no tubo de injeção) com equações Reynolds averaged Navier-Stokes (RANS) e um modelo de turbulência $k-\epsilon$;
- Temperatura 25°C;
- Velocidade do vento: 7,3 m/s;
- Velocidade na área de injeção das partículas: 110 m/s;
- Discretização P1+P1.
- Para a resolução das equações diferenciais foi utilizado o solver *PARDISO (Parallel Direct Sparse Solver Interface)*.

Para o deslocamento das partículas, considerou-se:

- Formulação Newtoniana;
- Massa específica da partícula: 2500 kg/m³;
- Diâmetro da partícula: 105 µm;
- Força de Arraste: Lei de Schiller-Naumann;
- Sujeita à ação da gravidade;
- Velocidade, pressão do meio, massa específica do meio e viscosidade dinâmica do meio variam de acordo com o modelo de escoamento acima descrito;
- Para a resolução das equações diferenciais foi utilizado o solver *GMRES (Generalized Minimal Residual Method)*.

O domínio tem as dimensões 300x100x150 e é apresentado nas Figura 11, Figura 12 e Figura 13. As condições de contorno e iniciais para o modelo de validação foram analisadas e testadas, a fim de se obter o comportamento que melhor representasse os resultados encontrados no trabalho de Hall *et al.* (1998).

Figura 11 – Representação do domínio de cálculo utilizado nos testes de validação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2.4.1 Condições de contorno no modelo de escoamento

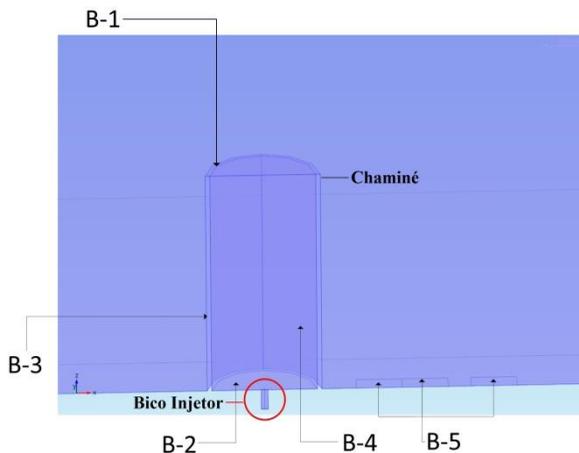
No modelo de escoamento, a condição de parede *NO SLIP* (sem escorregamento), foi aplicada no chão (face A-6) e nas faces interna e externa da chaminé (B-3). Esta é uma condição simples e que garante que em qualquer ponto destas paredes a velocidade será nula ($u=0$).

A fim de facilitar a convergência do modelo de escoamento, adotou-se condições iniciais de velocidade diferentes para cada subdomínio, conforme registrado na Tabela 13.

Tabela 13 - Valores iniciais de velocidade para os subdomínios do modelo de validação.

| Velocidade Inicial | m/s |
|---------------------------|------------|
| Chaminé | 0 |
| Tudo de Injeção | 110 |
| Fora da Chaminé | 7,2 |

Figura 12 – Detalhe do domínio mostrando a chaminé e o tubo injetor de partículas para os testes de validação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

No modelo de escoamento, a condição de Simetria foi especificada para toda a parede interna do modelo (face A-3). A condição de contorno para os limites de simetria estabelece não haver penetração ou fuga de tensões de cisalhamento. Para a região turbulenta, a condição de limite é uma combinação de uma condição de Dirichlet e uma condição de Neumann segundo a equação (3.23):

$$\mathbf{u} \cdot \mathbf{n} = 0, \quad \left(-\rho \mathbf{I} + \left(\mu (\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T) - \frac{2}{3} \mu (\nabla \cdot \mathbf{u}) \mathbf{I} \right) \right) \cdot \mathbf{n} = 0 \quad (3.23)$$

Isto é válido para a formulação compressível; a condição de Dirichlet tem precedência sobre a condição de Neumann. Para a parte laminar do modelo (tanto para o escoamento compressível, como para o incompressível) as equações acima têm como equivalente as equações (3.24) e (3.25):

$$\mathbf{u} \cdot \mathbf{n} = 0, \quad K - (K \cdot \mathbf{n})\mathbf{n} = 0 \quad (3.24)$$

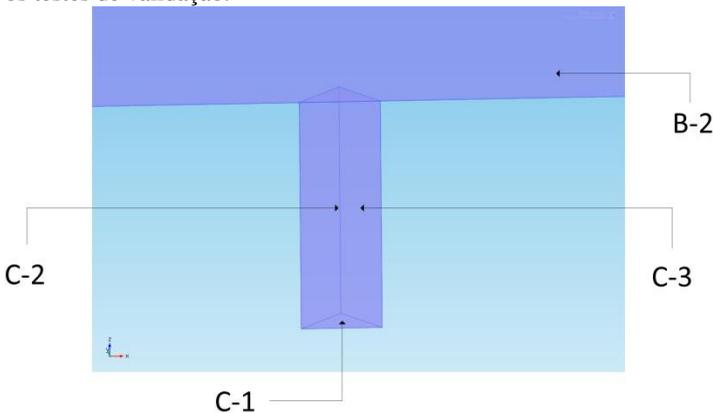
$$\text{onde} \quad K = \mu(\nabla\mathbf{u} + (\nabla\mathbf{u})^T)\mathbf{n} \quad (3.25)$$

A condição de saída foi introduzida às faces A-2, A-4 e A-5 (Figura 12). Esta condição de saída se baseia em não ter uma condição de limite viscoso.

A característica de saída inclui um conjunto de condições de contorno que descrevem as condições de fluxo de fluido a uma tomada. A pressão é nula e não há nenhuma condição de contorno de estresse viscoso. A seleção de condições de saída apropriadas para as equações de Navier-Stokes não é uma tarefa trivial. Geralmente, se há algum acontecimento interessante em um limite de escoamento, o certo é estender o domínio computacional para incluir este fenômeno. Assim para $p=p_0$ tem-se a equação (3.26):

$$\left[\mu(\nabla\mathbf{u} + (\nabla\mathbf{u})^T) - \frac{2}{3}\mu(\nabla \cdot \mathbf{u}) \right] \cdot \mathbf{n} = 0 \quad (3.26)$$

Figura 13 – Detalhe do domínio mostrando o tubo de injeção de partículas para os testes de validação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Dois condições de entrada foram colocadas no modelo de escoamento. Uma com velocidade de 7,3 m/s, simulando o túnel de vento na direção x (face A-1). A outra entrada tem velocidade 110 m/s e se passa no bico injetor com direção z (face C-1). A fim de conseguir uma me-

lhor dispersão de partículas, a condição de parede *No-Slip* (não escorregamento), foi imposta na parede interna do bico injetor (face C-2).

Uma condição de parede aberta foi introduzida na face B-1. Esta condição de contorno descreve uma fronteira que está aberta para grandes volumes de fluido, podendo este tanto entrar como sair do domínio através da fronteira. Para essa parede, a condição de sem estresse viscoso foi selecionada. Esta condição pode ser representada pela equação (3.27), semelhante a equação (3.26), para fluidos compressíveis:

$$\left(\mu(\nabla\mathbf{u} + (\nabla\mathbf{u})^T) - \frac{2}{3}\mu(\nabla \cdot \mathbf{u})\mathbf{I} \right) \cdot \mathbf{n} = \mathbf{0} \quad (3.27)$$

3.2.4.2 Condições de contorno no modelo de dispersão de partículas

No modelo traçador de partículas a condição de contorno *Freeze* foi aplicada no chão (face A-6), nas faces interna e externa da chaminé (face B-3) e nas faces A-1, A-2, A-4 e A-5 (Figura 11). Esta condição congela a posição da velocidade da partícula no instante em que a parede é atingida. Assim, a posição das partículas já não muda depois do contato com a parede e a velocidade da partícula permanece no mesmo valor que estava quando a partícula atingiu a parede, Equação (3.28). Esta condição de contorno é tipicamente usada para recuperar a distribuição de velocidade ou energia de partículas carregadas no contato imediatamente após a ocorrência deste com a parede.

$$\mathbf{v} = \mathbf{v}_c \quad (3.28)$$

onde \mathbf{v}_c é a velocidade da partícula quando atinge a parede. Nas faces B-3 e C-2, foi colocada a condição *Bounce*. Esta opção de condição de contorno rebate a partícula que toca a parede, de modo que a quantidade de movimento da mesma seja conservada (choque elástico), Equação (3.29)

$$\mathbf{v} = \mathbf{v}_c - 2(\mathbf{n} \cdot \mathbf{v}_c)\mathbf{n} \quad (3.29)$$

Já na face A-3 foi assumida a condição *Stick* que fixa a partícula na parede no instante e posição em que é atingida, zerando a sua velocidade, Equação (3.30). Tal condição pode ser usada quando a velocidade

ou energia das partículas que atingem a parede não é de interesse, tornando mais leve o armazenamento de dados.

$$\mathbf{v} = 0 \quad (3.30)$$

No modelo de partículas, a condição de entrada foi aplicada na face C-1. Esta condição permitiu liberar dez mil partículas no momento inicial da simulação.

3.3 METODOLOGIA APLICADA NO DESENVOLVIMENTO DO MODELO DE EMISSÃO ATMOSFÉRICA

A fim de avaliar os diferentes resultados que podem ser obtidos a partir de pequenas mudanças no modelo principal, alguns estudos de caso foram propostos. As malhas sempre foram construídas da mesma forma, com três tipos para cada estudo (grosseira, intermediária e refinada).

Simulação I: Modelo com mil metros de extensão, com escoamento laminar não isotérmico na parte exterior a chaminé e escoamento turbulento não isotérmico dentro da chaminé.

Simulação II: Modelo de 6 ou 10 mil metros de extensão, com escoamento laminar não isotérmico na parte exterior a chaminé e escoamento turbulento não isotérmico dentro da chaminé. Este modelo com um domínio maior foi proposto com o objetivo de avaliar o caimento das partículas de material particulado.

Simulação III: Modelo de 6 ou 10 mil metros de extensão com escoamento turbulento não isotérmico dentro e fora da chaminé. Foi utilizado novas constantes baseada no trabalho de Crespo *et al.* (1988) que se comportaram melhor em um regime turbulento. Estas constantes podem ser vistas na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores das constantes de turbulência.

| Constantes | Valores |
|----------------------|---------|
| C_μ | 0,33 |
| $C_{\varepsilon 1}$ | 1,176 |
| $C_{\varepsilon 2}$ | 1,92 |
| σ_ε | 1,0 |
| σ_k | 1,3 |

Fonte: Crespo *et al.* (1988).

3.4 MALHA

Após muitos testes com malhas, optou-se por uma melhor adaptada à fluidodinâmica do problema, procedendo-se em seguida alguns ajustes necessários para o seu refinamento.

Pelo fato do modelo ser de grandes dimensões e apresentar três domínios de ordens de grandeza diferentes, os tamanhos máximo e mínimo dos elementos diferiram, de acordo com essas ordens de grandeza. A taxa de crescimento dos elementos foi mantida baixa para reduzir o risco de geração de elementos vizinhos excessivamente díspares, o que gera dificuldades de convergência.

A resolução do domínio de zonas estreitas foi elevada para evitar a criação de elementos anisotrópicos em regiões estreitas, ou seja, buscou-se gerar uma malha mais fina nessas regiões.

A resolução de curvatura foi mantida baixa para se ter uma malha mais fina ao longo dos limites curvos. Esta resolução determina o tamanho dos elementos de contorno em relação à curvatura do domínio.

O formato escolhido para a malha foi o tetraédrico livre. Também foi escolhido colocar malhas de camada limite no chão e em volta da chaminé maior, com objetivo de suavizar e diminuir a variação do escoamento fluidodinâmico ao longo do domínio. Para os estudos de caso se tem os parâmetros da Tabela 15.

Tabela 15 - Valores utilizados para construir as malhas utilizadas no modelo de validação.

| Parâmetros dos elementos | Grossa | Mediana | Fina |
|---------------------------------|---------------|----------------|-------------|
| Tamanho máximo do elemento | 40 | 35 | 30 |
| Tamanho mínimo do elemento | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Maior taxa de crescimento | 1,25 | 1,2 | 1,15 |
| Resolução da curvatura | 0,3 | 0,35 | 0,35 |
| Resolução das regiões estreitas | 0,85 | 0,9 | 0,95 |

3.5 MODELO DE EMISSÃO ATMOSFÉRICA

Para o problema de emissão atmosférica de material particulado a partir de material gerado de uma caldeira localizada em uma usina de açúcar e álcool foram utilizados: um modelo não isotérmico de escoamento laminar; um modelo não isotérmico de escoamento turbulento; e um modelo para dispersão de partículas.

O modelo de escoamento transferência de calor é um modelo multifísico baseado no movimento de fluidos através da equação de Navier-Stokes, que apresenta solução para o campo de velocidade e pressão. Sua principal característica acaba sendo a possibilidade de incluir o material fluido e suas respectivas propriedades variando conforme a variação de temperatura e pressão no meio.

Em aplicações industriais, é comum que a massa específica de um fluido de processo sofra variações. Estas variações podem ter um número de diferentes fontes, mas o mais comum é a presença de um campo de temperatura não homogêneo. Este modelo inclui o fluxo não isotérmico de acoplamento para simular sistemas onde a massa específica varia com a temperatura.

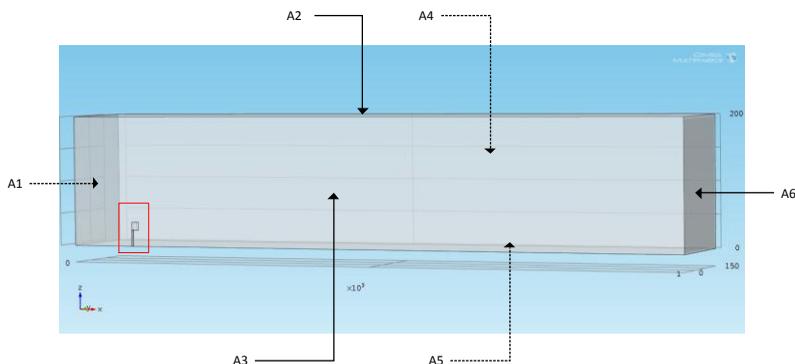
O fluxo não isotérmico de transferência de calor, fluxo laminar, as interfaces e o fluxo turbulento podem conter a formulação compressível da equação da conservação da massa e equações quantidade de movimento. Mais uma equação adiciona a parte de transferência de calor ao modelo:

$$\rho C_p \mathbf{u} \cdot \nabla T = \nabla \cdot (k_t \nabla T) + Q + Q_{vh} + W_p \quad (3.31)$$

3.5.1 Domínio

Para estudar o comportamento das partículas depois que sai da chaminé, o domínio inicial foi feito com 1000 metros de extensão, por 200 metros de largura e 150 metros de profundidade. Em seu desenho, foi incluída uma geometria na saída da chaminé com o objetivo de melhorar a malha no entorno desta, como pode ser visto na Figura 14 e Figura 15. O domínio tem as dimensões 1000 m x 150 m x 200 m, podendo a dimensão longitudinal variar até 10000 m.

Figura 14 - Modelo de emissão atmosférica.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em todos os modelos foi utilizado para discretização do problema (tipos de elementos utilizados na formulação de elementos finitos), a discretização P1 + P1. Esta trata de elementos lineares para ambas as componentes da velocidade e do campo de pressão. A discretização P1 + P1 é a ordem dos elementos padrão para o fluxo laminar e interfaces de fluxo turbulento. Elementos lineares são computacionalmente mais baratos do que os elementos de ordem superior e também são menos propensos a oscilações, conseguindo assim, melhorar a robustez numérica.

Também foi ativado o uso do passo de *pseudo time* para os regimes não isotérmicos. Este passo adiciona pseudo derivadas temporais para as equações de momentum e de energia quando o regime estacionário é utilizado.

3.5.2 Modelo laminar não isotérmico

O material utilizado dentro do domínio foi o ar seco. Sua viscosidade dinâmica e sua massa específica variam conforme a variação de pressão e temperatura do sistema. O calor específico e o coeficiente de condutividade térmica variam de acordo com a variação de temperatura no meio.

O modelo laminar não isotérmico foi aplicado no domínio externo à chaminé. Para este domínio foi considerado que o chão (face A-5) estava em isolamento térmico seguindo a equação 5.3. Também foi aplicada a mesma face de condição de parede *No Slip* ($u = 0$). Para este

domínio laminar, a casca da chaminé também foi considerada uma parede isolada termicamente (face B1), Equação (3.32):

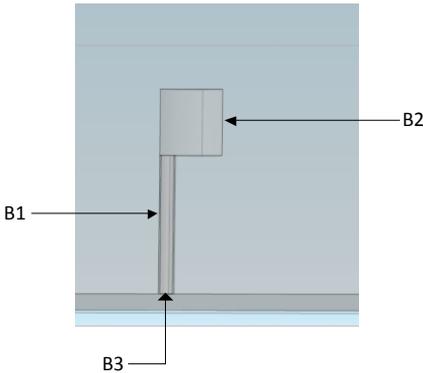
$$-\mathbf{n} \cdot (-k_t \nabla T) = 0 \quad (3.32)$$

Todo elemento B2 está no sistema para melhorar a malha em uma região crítica para o modelo. Então este domínio tem condição de contorno aberta para não interferir no modelo, conforme as equações 5.4 e 5.5. Além disso, este modelo é definido como turbulento, mesmo estando fora da região da chaminé. As faces A2 e A4 também estão com condições de fronteira aberta e seguem a mesma condição do elemento B2 (*no viscous stress*). Isto especifica uma condição de escoamento de fluido em conjunto com uma condição de temperatura exterior a serem aplicadas sobre a fronteira onde o fluido escoou para dentro do domínio.

$$[\mu(\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T - \frac{2}{3} \mu(\nabla \cdot \mathbf{u})\mathbf{I})] \cdot \mathbf{n} = \mathbf{0} \quad (3.33)$$

$$\begin{aligned} T &= T_0, \text{ se } \mathbf{n} \cdot \mathbf{u} < 0 \quad \text{ou} \\ -\nabla T \cdot \mathbf{n} &= 0, \text{ se } \mathbf{n} \cdot \mathbf{u} \geq 0 \end{aligned} \quad (3.34)$$

Figura 15 – Detalhe da chaminé do modelo de emissão de partículas.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A condição de entrada do modelo laminar se aplica na face A1. Um vetor velocidade é imposto a essa face (5 m/s) na direção x, conforme a Equação (3.35):

$$\mathbf{u} = -U_0 \mathbf{n} \quad (3.35)$$

Uma condição de fluxo nulo também é imposta a essa entrada conforme a Equação (3.36):

$$(T=25^\circ\text{C}), \quad -\mathbf{n} \cdot (-k_t \nabla T) = 0 \quad (3.36)$$

Na face A3 uma condição de simetria é utilizada tanto para o escoamento quanto para a troca de calor segundo a Equação (3.37):

$$\mathbf{u} \cdot \mathbf{n} = 0, \quad \mathbf{K} - (\mathbf{K} \cdot \mathbf{n}) \mathbf{n} = 0, \quad \mathbf{K} = [\mu(\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T)] \mathbf{n} \quad (3.37)$$

A condição de Dirichlet tem prioridade sobre a condição de Neumann, e as equações acima (3.37) são equivalentes às equações 3.25 e 3.26. A condição de simetria para transferência de calor é semelhante à condição de isolamento térmico, e isso significa que não há nenhum fluxo de calor através do limite. Para a temperatura novamente se tem a equação (3.38):

$$-\mathbf{n} \cdot (-k_t \nabla T) = 0 \quad (3.38)$$

A face A6 está com uma condição de saída de pressão nula, sem estresse viscoso, que funciona conforme a equação (3.27). Para a transferência de calor, a equação (5.9) é aplicada novamente.

Foi colocado uma velocidade inicial de 5 m/s em z para todo domínio, de forma a suavizar o início da simulação e não deixando assim uma camada de ar estagnada resistindo ao escoamento.

3.5.3 Modelo turbulento não isotérmico

Para o domínio que compreende a chaminé, na Simulação I e II, foi implementado um modelo turbulento não isotérmico. As condições de isolamento térmico e parede foram colocadas nas paredes da chaminé (B1). Na condição de parede (escoamento), a condição de contorno escolhida foi *Wall functions*. Esta condição de contorno aplica funções de parede para paredes sólidas em um fluxo turbulento. Funções de parede são usadas para modelar a região fina perto da parede, com altos gradientes das variáveis de fluxo. As equações (3.39) a (3.41) regem esse fenômeno:

Para $\mathbf{u} \cdot \mathbf{n} = 0$,

$$\left[(\mu + \mu_T)(\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T) - \frac{2}{3}(\mu + \mu_T)(\nabla \cdot \mathbf{u})\mathbf{I} - \frac{2}{3}\rho k \mathbf{I} \right] \mathbf{n} = -\rho \frac{u_T}{\delta_w^+} \mathbf{u}_{\text{tang}} \quad (3.39)$$

$$\mathbf{u}_{\text{tang}} = \mathbf{u} - (\mathbf{u} \cdot \mathbf{n})\mathbf{n} \quad (3.40)$$

$$\nabla k \cdot \mathbf{n} = 0, \quad \epsilon = \rho \frac{c_\mu k^2}{\kappa_v \delta_w^+ \mu} \quad (3.41)$$

A condição de simetria foi aplicada as partes da chaminé que estão na face A3. A condição de entrada do modelo de turbulência foi de 20m/s para o modelo de escoamento. Também foi colocado um valor para a intensidade de turbulência (I_T) e para a escala de comprimento de turbulência (L_T). Estas constantes são utilizadas para o cálculo da energia cinética turbulenta (k) e da dissipação da energia cinética turbulenta (ϵ) do modelo turbulento.

$$k = \frac{3}{2}(|\mathbf{U}|I_T)^2 \quad (3.42)$$

$$\epsilon = C_\mu^{\frac{3}{4}} \frac{k^{3/2}}{L_T} \quad (3.43)$$

O valor da intensidade de turbulência I_T utilizado foi 0,05. Para L_T foi levada em conta a sugestão feita por Versteeg *et al.* (1995) para utilizar-se o valor de 0,07L para determinar o L_T , onde L é a dimensão perpendicular à entrada do fluido. O valor de L utilizado foi de 175 m, uma média entre o valor da profundidade e da altura do domínio.

Uma condição de fluxo de entrada de calor para o interior também foi aplicada ao modelo de turbulência. Esta condição se baseava em deixar a temperatura do ar de entrada da chaminé em aproximadamente 100°C, exatamente como é na indústria que serviu de base pra o trabalho, conforme as equações (3.44) e (3.45):

$$-\mathbf{n} \cdot (k\nabla T) = \left(-q_0(\mathbf{u} \cdot \mathbf{n}) \frac{A}{\int |\mathbf{u} \cdot \mathbf{n}|} \right) + \rho(\Delta h_{in} - \Delta h_\infty) \mathbf{u} \cdot \mathbf{n} \quad (3.44)$$

$$\text{Onde, } \Delta h_{in} - \Delta h_\infty = \int_{T_\infty}^{T_{in}} C_p dT + \int_{\rho_\infty}^{\rho_A} \frac{1}{\rho} \left(1 + \frac{T}{\rho} \left(\frac{\partial \rho}{\partial T} \right) \Big|_p \right) dp \quad (3.45)$$

Novamente toda a interface B2, com exceção da parede de simetria, é considerada uma condição de contorno aberta sem estresse viscoso.

Uma condição inicial de 20m/s e 25°C foram impostas ao modelo de turbulência, de forma a facilitar a convergência no início da simulação.

Para o domínio que tem todo o modelo turbulento não isotérmico (Simulação III) a única diferença é troca da condição *No Slip* pela condição *Wall Functions* nas faces A5 e B1.

3.5.4 Modelo de dispersão de partículas

Algumas diferenças para o modelo de dispersão de partículas da validação foram aplicadas. Dependendo da simulação, tem-se um modelo maior ou menor. Com isso se tem uma variação do tempo simulado de dispersão de partículas. No último modelo, por exemplo, um tempo de 1200 segundos foi necessário para as partículas atingirem o final do modelo.

A lei de arraste agora utiliza a lei de Stokes, já que com a nova massa específica de partículas e nova velocidade se tem um Reynolds de partícula muito menor que o anterior. As equações de Stokes para o modelo de dispersão de partículas são:

$$F = \frac{1}{\tau_p} m_p (\mathbf{u} - \mathbf{v}) \quad (3.46)$$

$$\tau_p = \frac{\rho_p d_p^2}{18\mu} \quad (3.47)$$

As propriedades das partículas definidas neste modelo foram a massa específica e o diâmetro da partícula. O material particulado foi definido com o tamanho padrão de 10 μ m e uma massa específica de 2569 kg/m³.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS E DISCUSSÕES

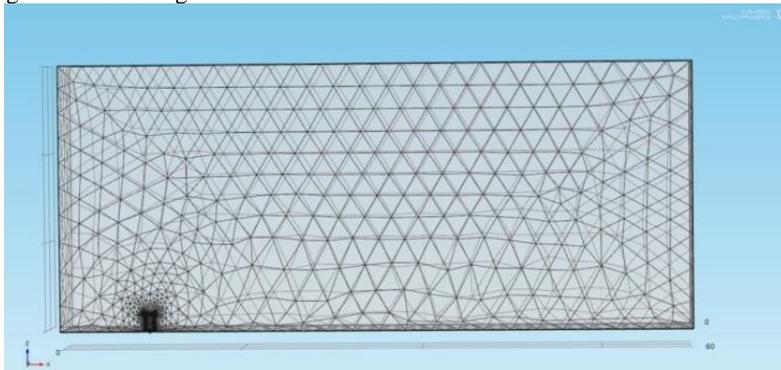
4.1 AVALIAÇÃO DO MODELO DE VALIDAÇÃO

4.1.1 Avaliação da malha para validação

A princípio uma avaliação da malha foi realizada analisando o comportamento e a diferença de uma malha mais cerrada e uma com menos elementos no modelo de validação. É sabido que uma malha com um maior número de elementos tornaria a simulação mais dispendiosa, em termos de tempo e recursos de hardware. Outro problema é o fato de quanto mais pesada a malha, mais lento o programa, ocasionando em uma grande dificuldade de trabalhar os resultados gerados dentro do próprio programa. Depois de inúmeros testes, duas malhas foram escolhidas para serem apresentadas:

- **Malha Grosseira:** Uma malha com um menor número de elementos, elementos maiores e uma maior taxa de crescimento entre um elemento e outro como pode ser observado na Figura 16.

Figura 16 - Malha grosseira com 48 mil elementos.

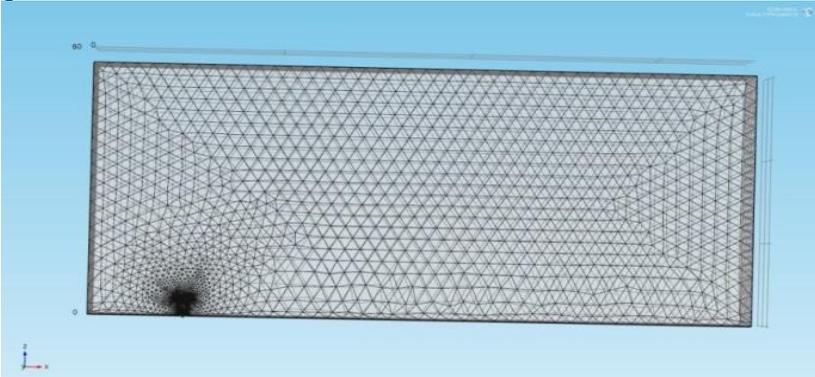


Fonte: Elaborado pelo autor.

- **Malha Refinada:** Uma malha com uma menor taxa de crescimento, elementos menores e com uma camada a mais, ocasionando um programa mais correto porém muito mais lento, pe-

sado e difícil de trabalhar com os resultados. Esta malha pode ser vista na Figura 17.

Figura 17 - Malha mais refinada com 203 mil elementos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

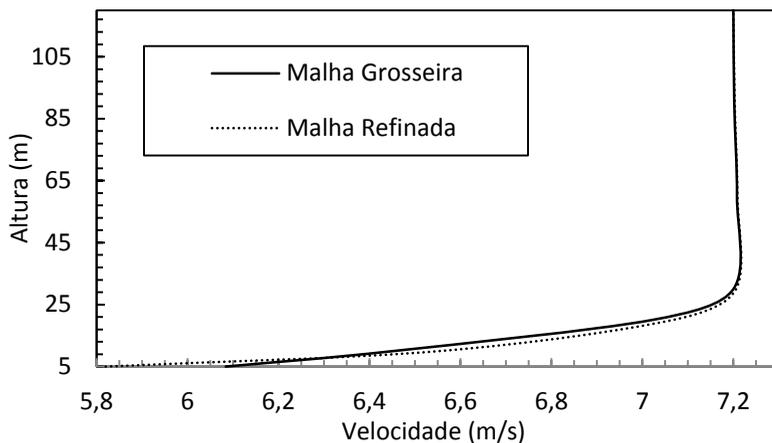
Na Tabela 16 pode-se observar os parâmetros utilizados para a construção das 2 malhas, uma mais refinada e outra mais grosseira.

Tabela 16 - Parâmetros das malhas do modelo de validação.

| Malha | 203 mil Elementos | 48 mil Elementos |
|---------------------|--------------------------|-------------------------|
| Tamanho Máximo | 8 | 15 |
| Tamanho Mínimo | 0,01 | 0,05 |
| Taxa de Crescimento | 1,15 | 1,3 |
| Curvatura | 0,3 | 0,3 |
| Regiões Estreitas | 0,95 | 0,95 |
| Camadas | 6 | 5 |

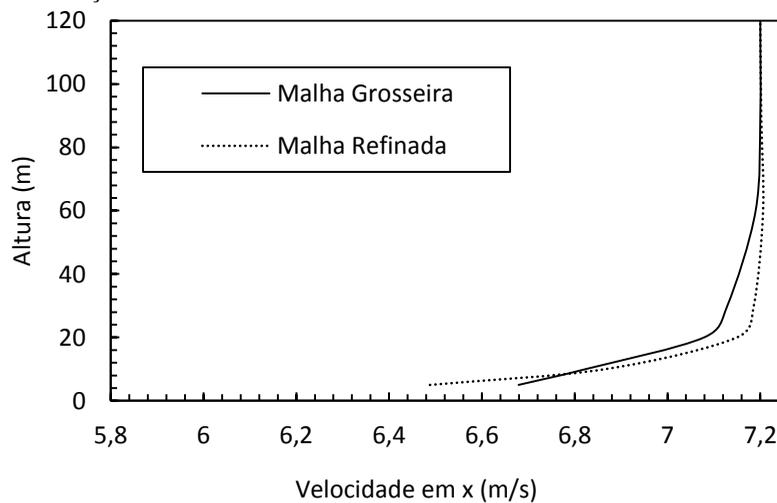
Para uma avaliação das malhas entre si, têm-se as Figuras 18 e 19. Nelas consegue-se verificar um desvio padrão máximo de 4,5% de diferença entre as malhas. Com este resultado se tem respaldo necessário para utilizar uma malha mais leve e conseqüentemente exigir menos processamento computacional.

Figura 18 - Gráfico de avaliação das 2 malhas utilizadas para o modelo de validação a 50m da chaminé.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 19 - Gráfico de avaliação das 2 malhas utilizadas para o modelo de validação a 275m da chaminé.



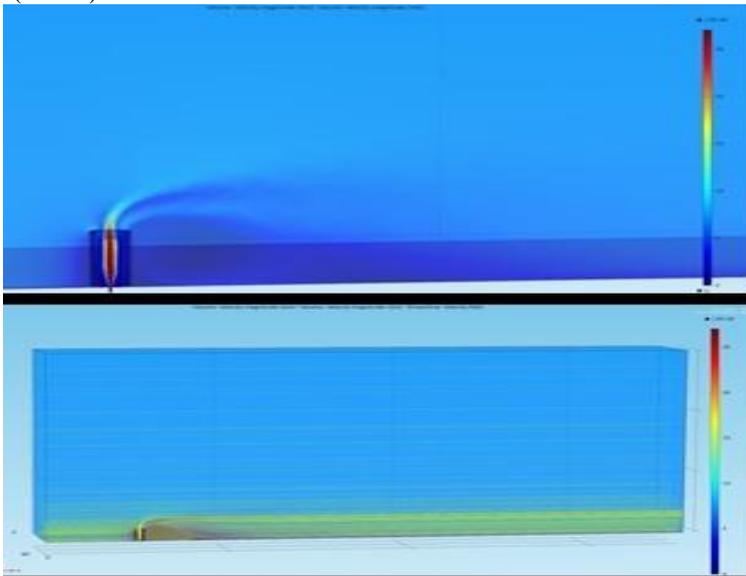
Fonte: Elaborado pelo autor.

4.1.2 Avaliação das Condições de Contorno

Desde os primeiros ensaios de simulação, as condições de contorno foram testadas para que o programa aplicasse exatamente o que estava sendo proposto e executasse as simulações do modo que a convergência do método numérico atingisse os valores mais baixos possíveis. Isto só foi possível graças à extensa lista de condições de contorno para fluxo laminar e turbulento atuando em conjunto com as condições de transferência de calor. Depois foram aplicadas ainda as condições de contorno propostas para o regime de dispersão de partículas. Estas condições já foram descritas neste trabalho no item 3.2.4.

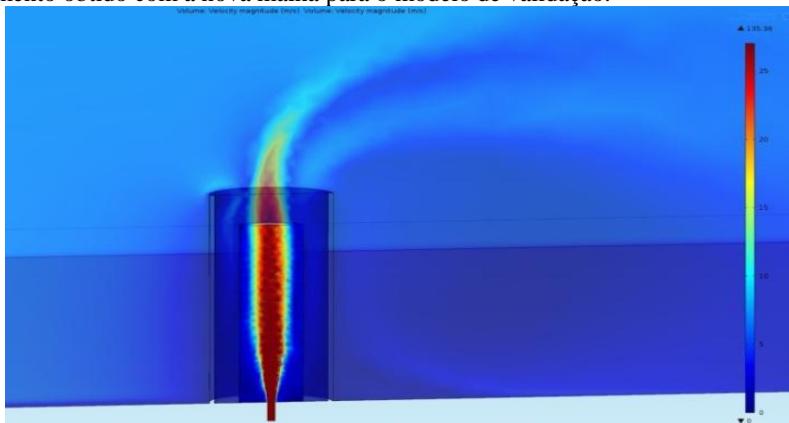
Uma nova malha para a validação foi construída de forma a se obter resultados mais precisos e coerentes com os fenômenos que ocorrem no interior da chaminé. Assim, promoveu-se um refinamento axial no interior da chaminé de forma a melhor representar o escoamento nessa região e minimizar o efeito de deformação do campo de velocidades junto à saída da mesma, como mostram as Figura 20 e Figura 21.

Figura 20 – Vista do campo de velocidades da chaminé e região a jusante, obtido com a nova malha para o modelo de validação (acima). Vista global do domínio de cálculo com velocidades e linhas de corrente para o modelo de validação (abaixo).



Fonte: Elaborado pelo autor.

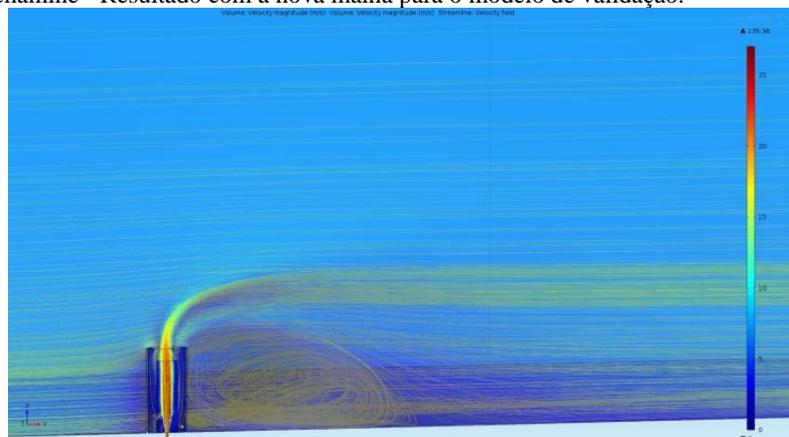
Figura 21 - Vista do campo de velocidades na chaminé e à sombra do escoamento obtido com a nova malha para o modelo de validação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

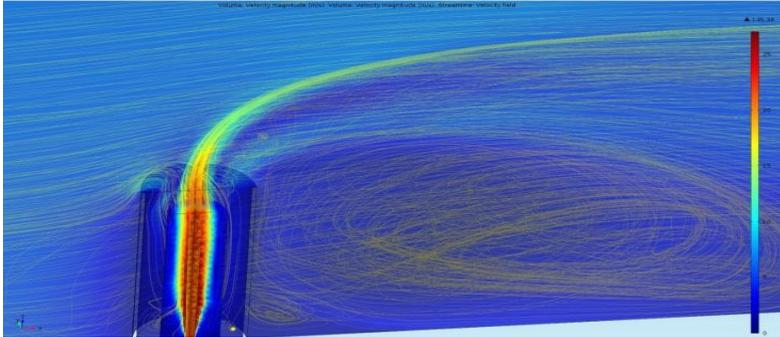
Pode-se observar na Figura 22 e na Figura 23 o escoamento visto com e sem linhas de corrente. Nota-se uma certa suavidade ao longo do perfil dentro da chaminé com o reforço feito na malha daquela região. Também, é possível observar na Figura 23 e Figura 24 uma zona de baixas velocidades à sombra do escoamento do lado de fora da chaminé.

Figura 22 – Vista com a presença de linhas de corrente da região a jusante da chaminé - Resultado com a nova malha para o modelo de validação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

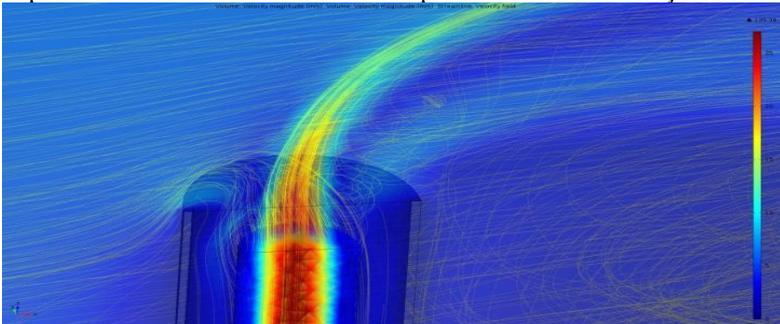
Figura 23 – Campo de velocidades e linhas de corrente na região à sombra do escoamento do lado de fora da chaminé para o modelo com a nova malha.



Fonte: Elaborado pelo autor.

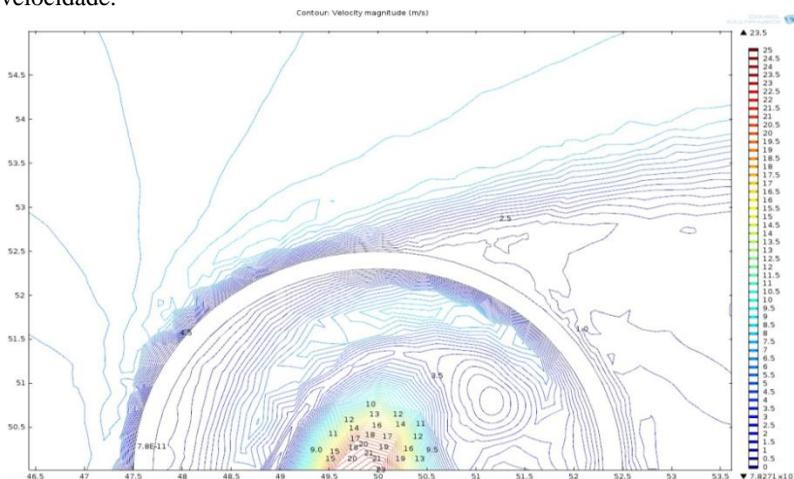
As linhas de corrente mostram o comportamento do escoamento no modelo. No escoamento a sombra da chaminé forma-se uma região de recirculação de caráter transiente com lenta evolução para o regime estacionário. Em virtude deste comportamento encontra-se grande dificuldade na convergência do modelo para a solução no modo estacionário. Na Figura 23 e na Figura 24 nota-se também a entrada de um escoamento que anteriormente estava no exterior da chaminé. A entrada deste escoamento gerava uma forte perturbação antes da introdução deste novo elemento, deslocando o jato para a direita, junto à parede. Este novo elemento que foi introduzido apenas reforça a malha naquela região, para evitar problemas como o descrito e não possui qualquer interferência sobre a geometria.

Figura 24 – Vista da saída da chaminé com resultados da nova malha para o campo de velocidades e linhas de corrente para o modelo de validação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 25 – Vista do plano horizontal na boca da chaminé - Resultado do modelo de validação com a nova malha expresso por meio de linhas de isovalores de velocidade.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Uma apreciação alternativa do bocal superior da chaminé pode ser obtida com linhas de isovalores de velocidade, conforme observado na Figura 25.

Como esperado, os maiores valores de velocidade se encontram na região central da chaminé com diâmetro aproximado de 1,5 m e velocidades variando entre 9 m/s e 20 m/s. O padrão observado é resultante do diâmetro do bico de injeção do material particulado, da velocidade de injeção e da altura da chaminé, além da velocidade do vento do lado de fora da mesma.

4.1.3 Avaliação dos Resultados Numéricos do Modelo de Validação

O modelo de validação foi feito para ser comparado com o trabalho de Hall *et al.* (1998) que baseava-se em um túnel de vento com duas condições de velocidade de injeção de partículas no meio, condição S2 e condição W2. Nenhuma dessas duas condições de velocidades foi descrita no artigo e, portanto, várias simulações foram feitas com o objetivo de descobrir estas velocidades e descrever o comportamento das partículas tal como descrito no referido trabalho.

O artigo trabalhava com quatro tipos de partículas, sendo que duas eram ballotinis que se distinguiam apenas no tamanho. O resultado da ballotinis (partículas de vidro) de 105µm de diâmetro foi a opção escolhida para ser reproduzido no modelo de validação.

O trabalho de Hall et al. (1998) trabalha com uma concentração adimensional K para medir a massa de partículas que cai em seus coletores. Para esse valor K assume-se que o processo de descarga e deposição de partículas ocorre durante um tempo, t. A taxa de deposição de partículas é assumida para ser inteiramente devido à sedimentação gravitacional, conforme a Equação (4.1):

$$\text{Taxa de Deposição} = C \cdot v_f \quad (4.1)$$

em que C é a concentração ambiente de partículas próximas da superfície. A massa de partículas por unidade de área, m, depositado na superfície do produto é função da velocidade de deposição e do tempo, conforme a Equação (4.2):

$$m = C \cdot v_f \cdot t \quad (4.2)$$

Se uma massa M de partículas é descarregada a partir da fonte em relação ao mesmo tempo, então a taxa de descarga, Q_d , é expressa da seguinte maneira:

$$Q_d = \frac{M}{t} \quad (4.3)$$

A concentração adimensional, K, para a dispersão gasosa, é definida conforme a Equação (4.4):

$$K = \frac{C U H^2}{Q_d} \quad (4.4)$$

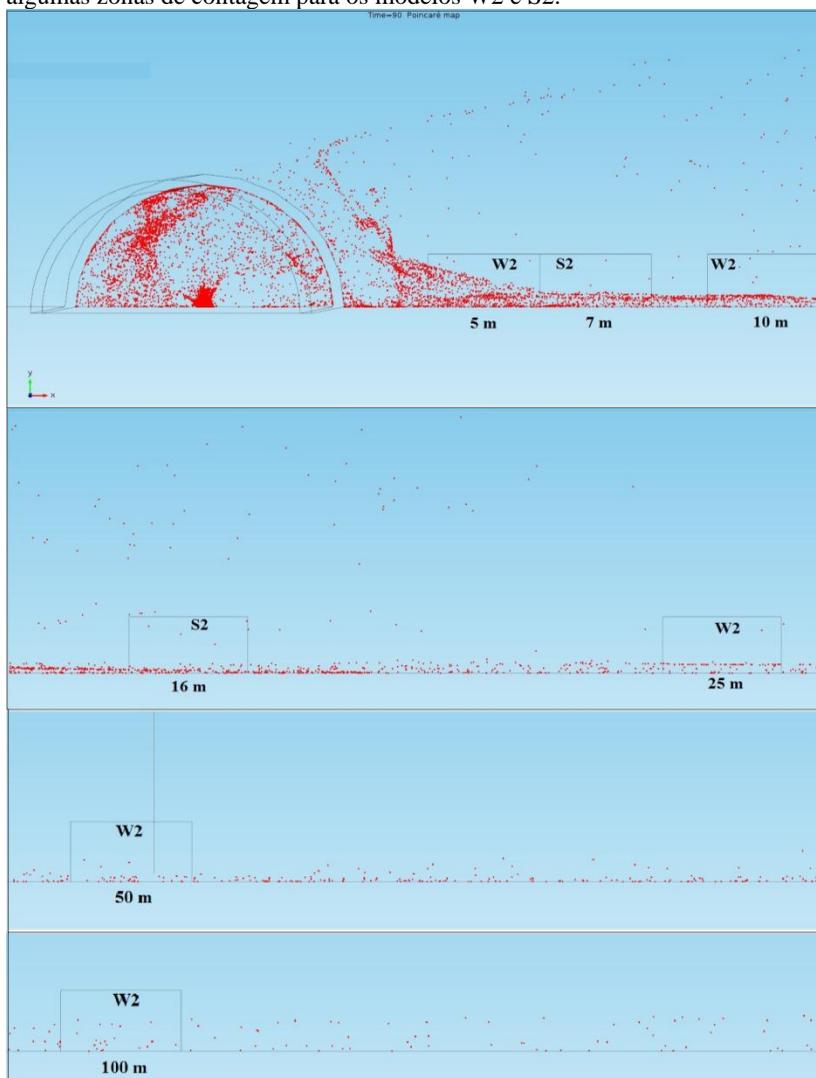
onde H é a altura do edifício (10 m).

Para os experimentos de deposição de partículas um valor equivalente a K perto da superfície pode ser encontrado através da substituição das Equações (4.2) e (4.4) respectivamente na Eq (4.5):

$$K = \frac{m}{M} \cdot \frac{U H^2}{v_f} \quad (4.5)$$

Note-se que o tempo, t , da experiência desaparece a partir da expressão de K , de modo a que o tempo de descarga não é importante. Apenas as massas lançadas e depositadas de partículas necessitam ser conhecidas.

Figura 26 - Mapa de Pointcaré mostrando a distribuição de partículas em algumas zonas de contagem para os modelos W2 e S2.



Fonte - Elaborado pelo autor.

Valores de K foram determinados usando a equação (4.5). Os valores de m foram encontrados a partir das contagens dos depósitos de partículas nos slides. Os valores de M foram conhecidos diretamente pelo número de injeção de partículas. Os valores de v_f eram conhecidos a partir das características das partículas.

Alguns testes foram efetuados para o aperfeiçoamento do modelo. Um desses aperfeiçoamentos seria a condição de contorno no tubo injetor para o modelo de escoamento. O modelo sem escorregamento (*No Slip*) tem como consequência um melhor espalhamento das partículas no modelo de dispersão de partículas como pode-se ver na Figura 27 e Figura 28.

Algumas divergências entre o modelo experimental e o modelo computacional são esperadas devido à variação no tamanho das partículas presente no modelo experimental. No experimento de Hall *et al.* (1998) as partículas de vidro apresentavam certa variação em seus tamanhos, variação esta que não foi mensurada segundo uma distribuição, já que não foi determinada pelos autores. Apenas foi reconhecido que havia certa variação no tamanho das partículas.

Outra diferença ocorre ao se medir o resultado nos colhedores de partículas. No modelo experimental proposto pelos autores, as partículas caíam sobre os colhedores e a massa das mesmas era medida sendo a partir daí calculado o adimensional K . No modelo computacional, as partículas são assinaladas sobre os coletores e então o adimensional K calculado a partir da contagem segundo um número inteiro de partículas como se pode verificar no mapa de Poincaré mostrado na Figura 26.

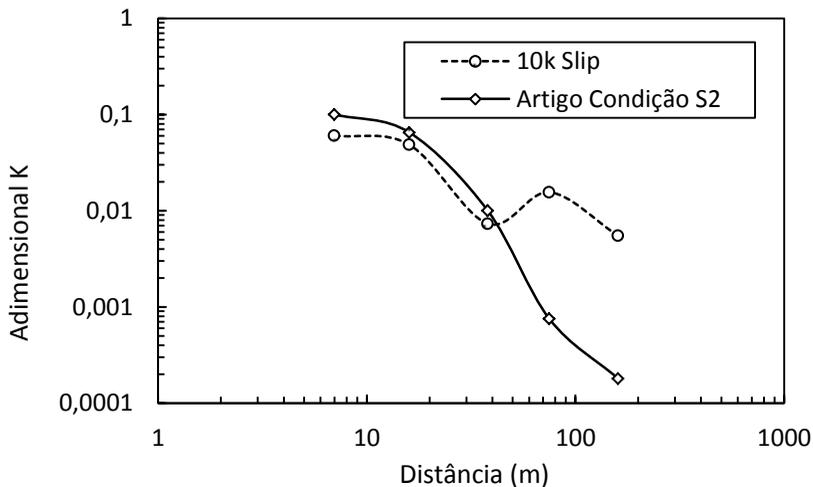
Mais uma dificuldade constatada foi a falta de uma vazão ou de um número total de partículas injetadas no modelo de túnel de vento. Isto também gera uma diferença nos cálculos já que o adimensional K leva em conta o valor total da massa injetada no sistema. Somando-se este fato à presença do gráfico logarítmico, tem-se uma perceptível diferença no alcance final das partículas apresentado pelos dois modelos. Mesmo assim o modelo obteve um resultado satisfatório.

O modelo de escoamento com condição *No Slip* produziu melhores resultados ao se comparar com aqueles apresentados no trabalho utilizado para validação, como se pode observar nas Figuras 27, 28, 29 e 30. Esta condição foi então escolhida para ser aplicada no restante das simulações.

Note-se que o trabalho de Hall *et al.* (1998) apresenta duas opções de pontos de coleta para as duas diferentes condições de velocidade, S2 e W2. A condição W2 apresentou ainda mais evidências a favor

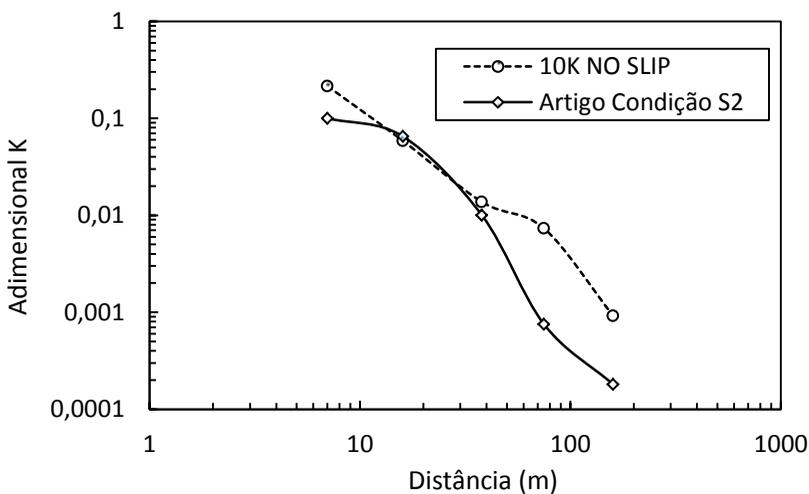
da condição *No Slip*, visto que a condição *Slip* produziu comportamento menos adequado ao se ter em vista o experimento de túnel de vento.

Figura 27 - Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno Slip com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição S2.



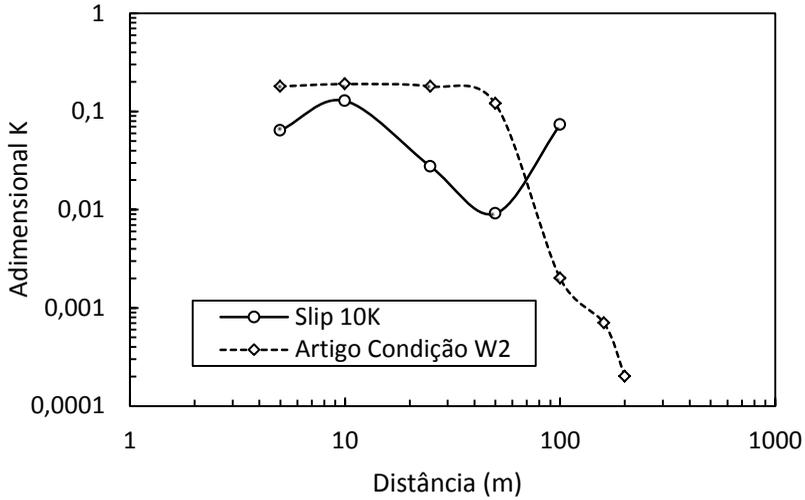
Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 28 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno No Slip com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição S2.



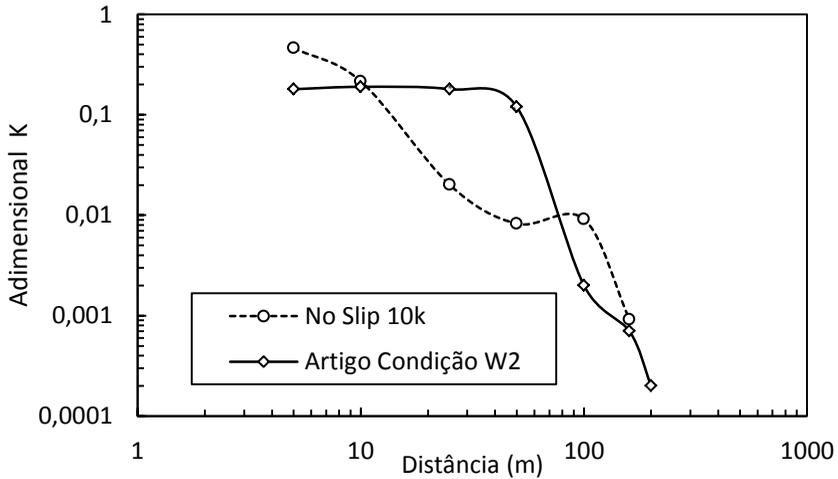
Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 29 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno Slip com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição W2.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 30 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno No Slip com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição W2.



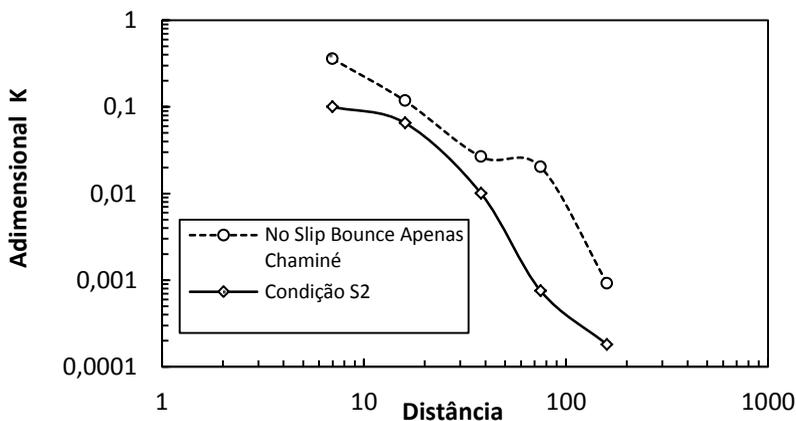
Fonte: Elaborado pelo autor.

Além da quantidade de elementos na malha, outro fator que determinou o tempo de cálculo gasto em cada simulação foi a condição de contorno nas paredes da chaminé e a presença da parede de simetria. Com a condição *Freeze* as partículas simplesmente paravam ao se chocarem com essas paredes e assim diminuía-se o número das mesmas na contagem final de partículas nos coletores. Com a nova condição *Bounce* as partículas não mais paravam ao se chocarem com as paredes, mas sim eram rebatidas elasticamente, conservando-se o seu *momentum*. Esta condição reduz o tempo gasto com a simulação em aproximadamente 80%.

A condição de parede *Bounce* resulta em números mais expressivos do adimensional K. Isso pode ser notado nas Figuras 31, 32, 33 e 34. Pelo fato das partículas não ficarem mais retidas nas paredes da chaminé, o número de partículas que caem nos coletores é maior.

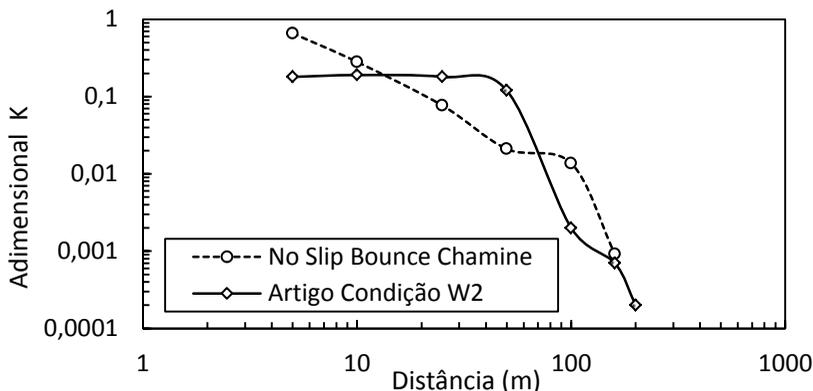
Com esta nova condição de contorno, dois novos modelos foram testados. O primeiro considerou a opção *Bounce* apenas na chaminé e na parede de simetria adotou-se a condição *Freeze*. Um comportamento similar ao observado no modelo anterior com a condição *No Slip* foi encontrado, constando-se uma diferença de 25% a mais no número de partículas encontradas nos coletores para a opção *Bounce*.

Figura 31 - Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno *No Slip / Bounce* (apenas na chaminé) com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição S2.



Fonte: Elaborado pelo autor.

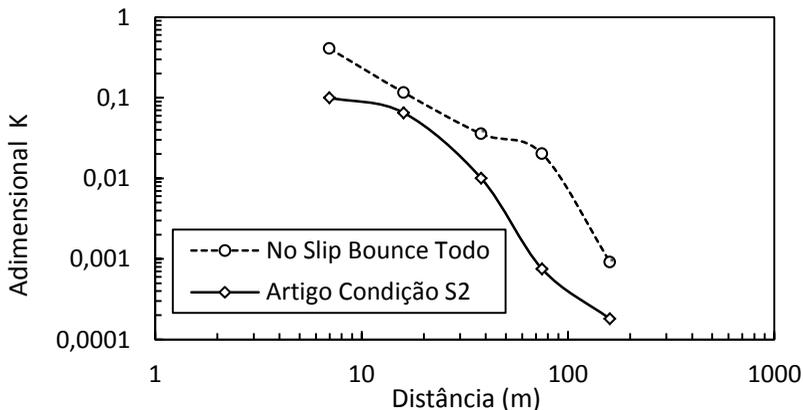
Figura 32 - Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno *No Slip / Bounce* (apenas na chaminé) com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição W2.



Fonte: Elaborado pelo autor.

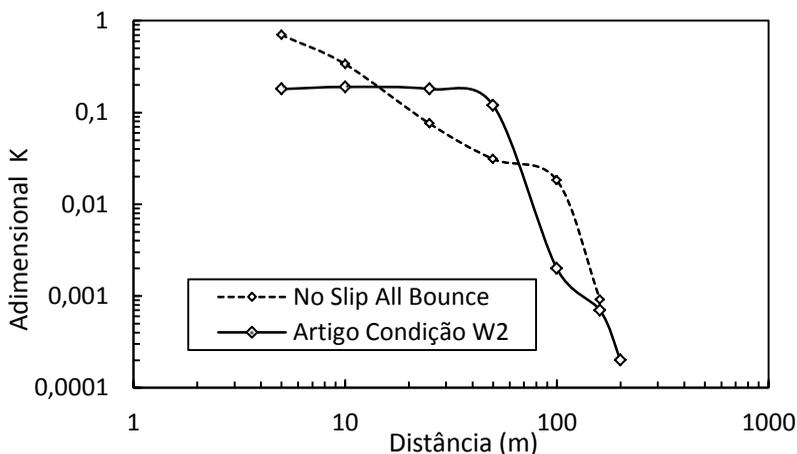
O segundo modelo considerou a condição de contorno *Bounce* tanto na chaminé quanto na parede de simetria, a quantidade de partículas encontradas nos coletores foi ligeiramente maior do que no modelo anterior, com *Bounce* apenas na chaminé, porém o mesmo comportamento foi observado.

Figura 33 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno *No Slip / Bounce* (chaminé + condição de simetria) com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição S2.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 34 – Gráfico comparando o resultado de uma condição de contorno No Slip / Bounce (chaminé + condição de simetria) com o resultado de Hall *et al.* (1998) na condição W2.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Outra constatação foi que o programa não conseguiu reproduzir de maneira mais satisfatória a condição W2. Apesar das várias tentativas de se encontrar a velocidade ou vazão desta condição, o programa ficou mais condizente com a condição S2.

4.2 AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS NUMÉRICOS DO MODELO DE EMISSÃO DE PARTÍCULAS

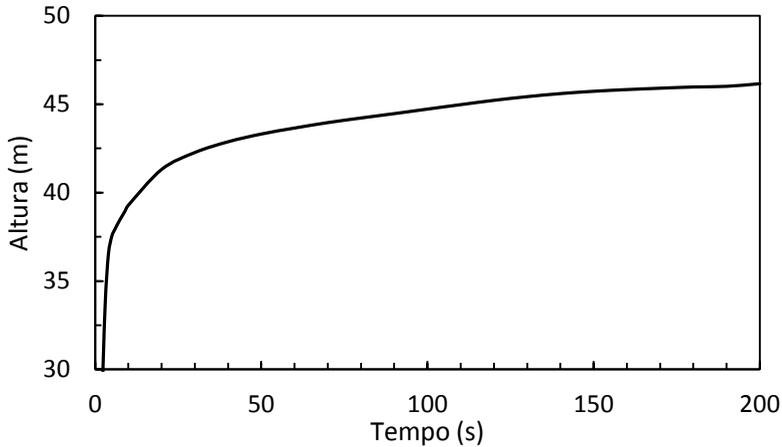
O modelo de emissão de partículas veio de uma continuidade do modelo de validação com algumas modificações que não eram a proposta inicial do trabalho e sim uma exigência do artigo de validação. Superada esta etapa, algumas simulações com propostas diferentes foram realizadas. Destas, três com resultados mais conclusivos para serem apresentadas neste trabalho foram escolhidas.

4.2.1 Simulação I

A simulação I consiste de um modelo misto (turbulento dentro da chaminé e laminar do lado de fora), de 1000 metros de comprimento. Seu comprimento foi aumentado posteriormente para melhor verificar o

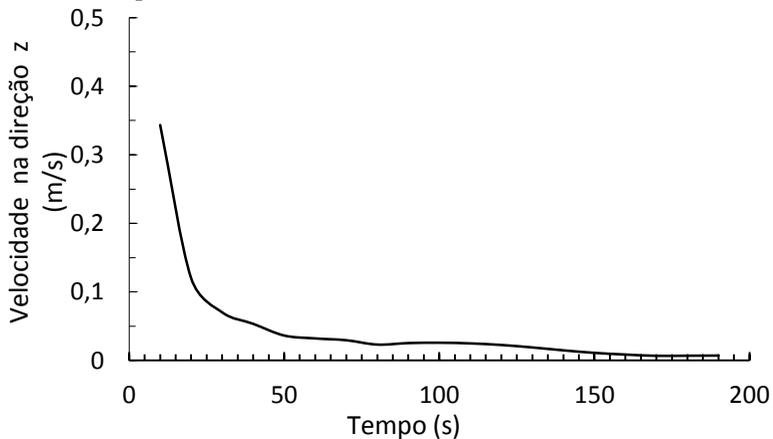
comportamento do material particulado, que por ser muito leve tem dificuldade em sofrer a ação da força gravitacional. A Figura 35 e a Figura 36 apresentam os resultados desta simulação para a dispersão de partículas.

Figura 35 - Gráfico da altura da partícula ao longo do tempo no modelo de 1000m de comprimento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 36 - Gráfico de velocidade da partícula ao longo do tempo no modelo de 1000 m de comprimento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

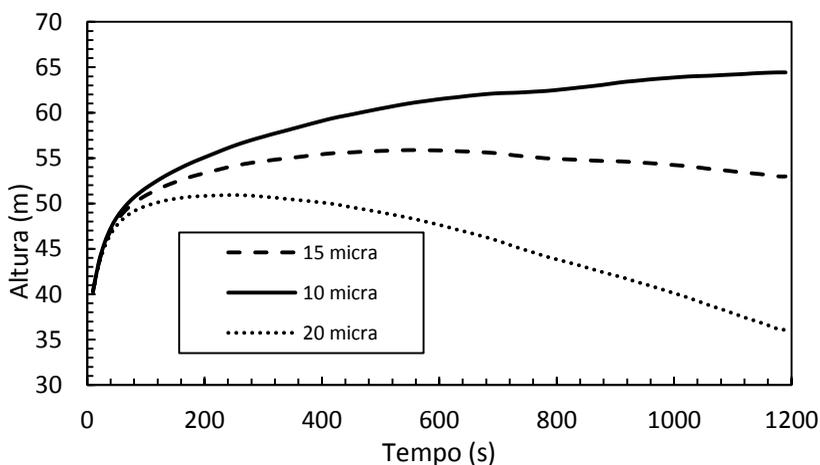
Devido a estes resultados, constatou-se a necessidade de se expandir o comprimento do domínio (direção x), para melhor analisar o comportamento do material particulado enquanto está no ar.

4.2.2 Simulação II

Um modelo de 6 mil metros de extensão foi construído para uma análise mais detalhada deste comportamento. Posteriormente este modelo foi aumentado para 10 mil metros de extensão para avaliar o comportamento dos 3 tamanhos de partículas. A partícula de 10 μ m mostrou ser pouco influenciada pela força gravitacional. Na melhor das hipóteses avaliadas, o material particulado iria cair a pouco mais de 64 km da fonte emissora. O cálculo da distância é pouco preciso, já que ele é influenciado apenas pela velocidade do vento que pode variar grandemente.

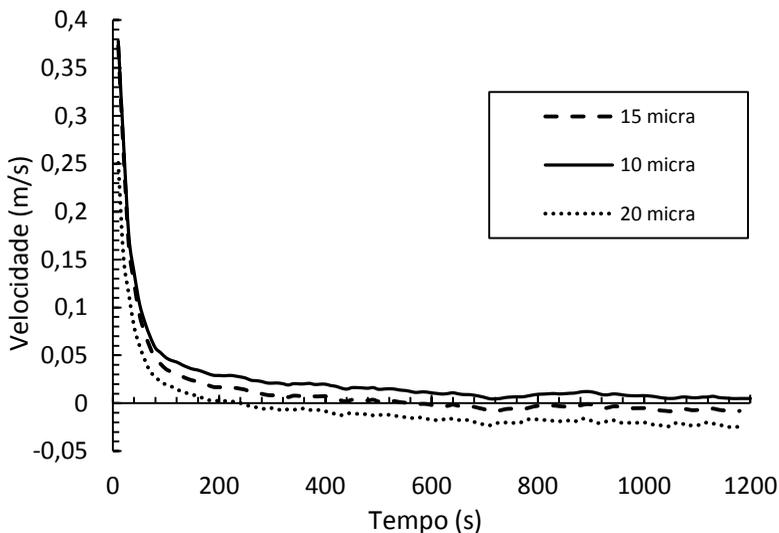
Conhecida a sua velocidade terminal, o material particulado chegaria ao chão passadas 3 horas e 35 minutos desde a sua emissão, e não dependeria da velocidade do vento na direção x. Contudo, compreende-se que esses cálculos correspondem a uma situação ideal, já que na prática o vento pode soprar de forma intermitente e com grandes variações de intensidade e direção, fazendo com que as partículas possam ser arrastadas e dispersas na atmosfera de forma bastante imprevisível.

Figura 37 - Gráfico da altura das partículas com 10 micra, 15 micra e 20 micra ao longo do tempo, no modelo misto de 6000 m de comprimento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 38 - Gráfico de velocidade das partículas com 10 micra, 15 micra e 20 micra ao longo do tempo, no modelo misto de 6000 m de comprimento.

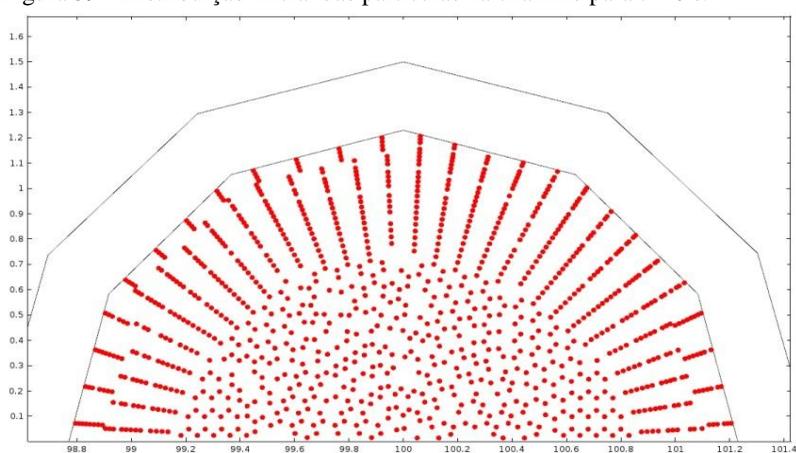


Fonte: Elaborado pelo autor.

Nota-se na Figura 37 e Figura 38 que o comportamento dos três tamanhos difere muito entre si. Mesmo sendo tão pequena, a partícula de 20 μm cai em apenas 39 minutos, ou seja, ela gasta no ar um sétimo do tempo que o MP_{10} gasta. Apesar de ser 50% maior que o MP_{10} , a partícula de 15 μm continua sendo um particulado muito pequeno. Mesmo assim seu comportamento já apresenta uma grande diferença em relação ao MP_{10} , iniciando sua queda com pouco mais de 2000 metros após ter sido emitido.

A Figura 39 mostra como as partículas estão distribuídas no tempo zero, um passo antes delas serem ejetadas a pouco mais de 70 km/h pela base da chaminé. Nota-se uma pré-disposição de partículas no centro da chaminé em virtude da condição de contorno na parede da chaminé (*Wall Functions*).

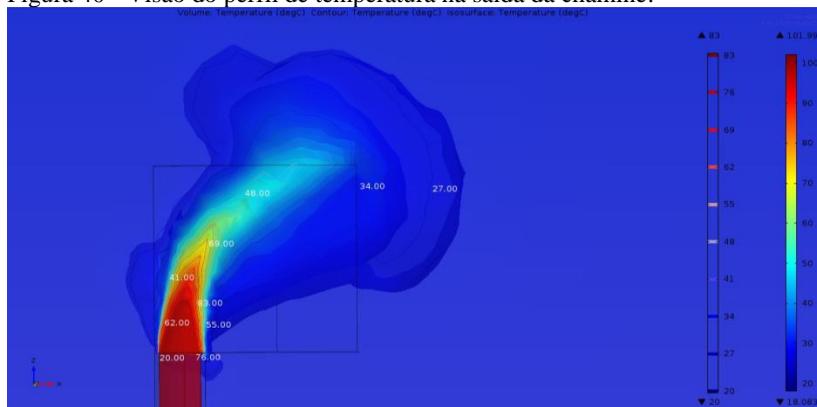
Figura 39 - Distribuição inicial das partículas na chaminé para $t = 0$ s.



Fonte: Elaborado pelo autor.

No modelo não-isotérmico a transferência de calor também se faz presente. Mesmo com o grande volume de ar quente liberado pela fonte emissora para o ambiente, pode-se constatar que este não é representativo para causar mudanças perceptíveis no meio externo. Comprova-se pela Figura 40 que a pouco mais de 15 metros de distância da chaminé, a corrente quente proveniente do interior da chaminé já se dispersou no ar ambiente. Isso mostra que o meio ambiente é pouco ou nada afetado pelo calor que sai pela boca da chaminé.

Figura 40 - Visão do perfil de temperatura na saída da chaminé.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Figura 40 a malha na saída da chaminé foi refinada pois esta é uma região crítica para o modelo de escoamento. Na chaminé real, junto com o material particulado muito vapor se faz presente. Essa pluma de vapor a 100°C é visível na Figura 41. Nota-se uma pluma semelhante ao modelo de emissão de partículas. Uma sugestão para um próximo trabalho seria estudar a influência da presença do vapor de água na dispersão do material particulado.

Figura 41 - Foto da dispersão de vapor e material particulado da chaminé da usina de cana-de-açúcar.

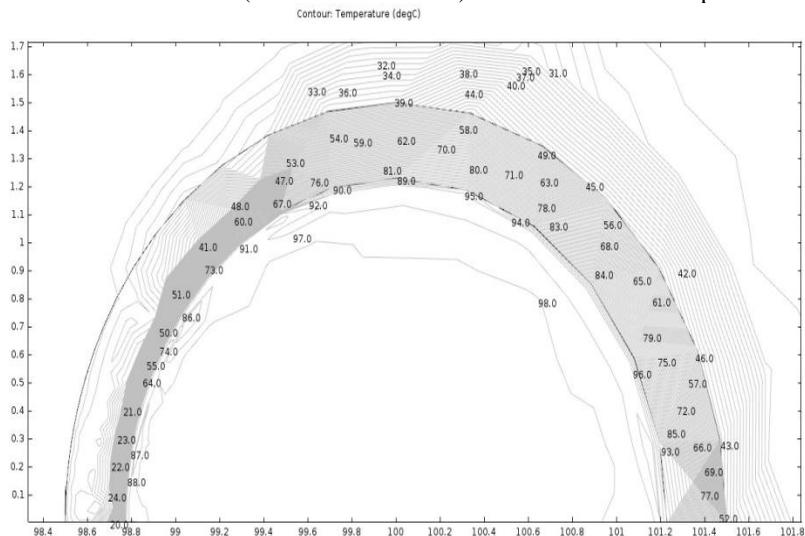


Fonte: Elaborado pelo autor.

Outro modo de apreciar a variação de temperatura está na Figura 42. Isovalores de temperatura são colocados ao redor da boca da chaminé. Esses valores mostram a como o calor que sai da chaminé dispersa rapidamente em uma distancia bem próxima a mesma.

O escoamento apresenta maiores velocidades na região central da chaminé, longe das paredes, onde a temperatura se apresenta mais uniforme e próxima dos 100°C . Junto das paredes, ainda do lado interno, observam-se temperaturas menores, já grandemente influenciadas pelas condições do vento do lado externo. Pode-se observar essa distribuição de temperaturas no plano da boca da chaminé na Figura 42.

Figura 42 - Variação de temperatura na boca da chaminé. Resultado do escoamento do modelo misto (turbulento + laminar) com isovalores de temperatura.

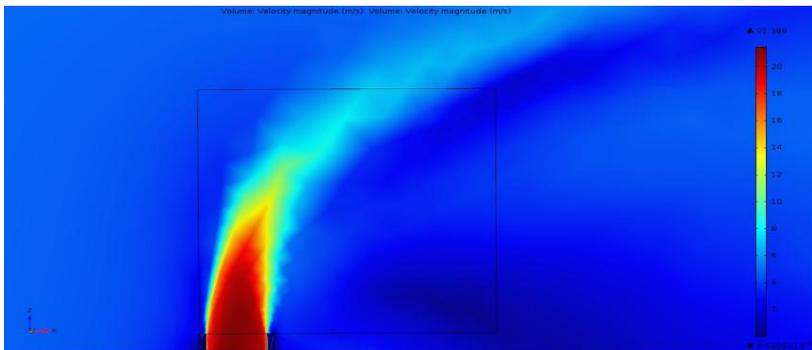


Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 43 mostra o perfil de velocidades em um plano lateral axial na saída da chaminé, colocando em foco a formação e a anatomia da pluma, resultante da interação entre os fluxos de ar interno e externo à chaminé.

Três malhas foram construídas para o teste de malhas neste modelo, a partir dos dados fornecidos em 4.2.3. A variação de velocidade na direção x ao longo do eixo z pode ser vista na Figura 44. Pode-se notar uma grande alteração nos primeiros 25 metros de altura, comportamento demonstrado pelas 3 malhas. A justificativa para tal comportamento para os valores colhidos no início do domínio é que como estes pontos foram pegos a 400m da chaminé os efeitos desta ainda se faziam presentes. Já para os valores de meio e final de domínio, uma ligeira queda de velocidade se faz presente. Esta perturbação já não se faz presente e consegue-se notar a variação da camada limite que apresenta até 25 metros.

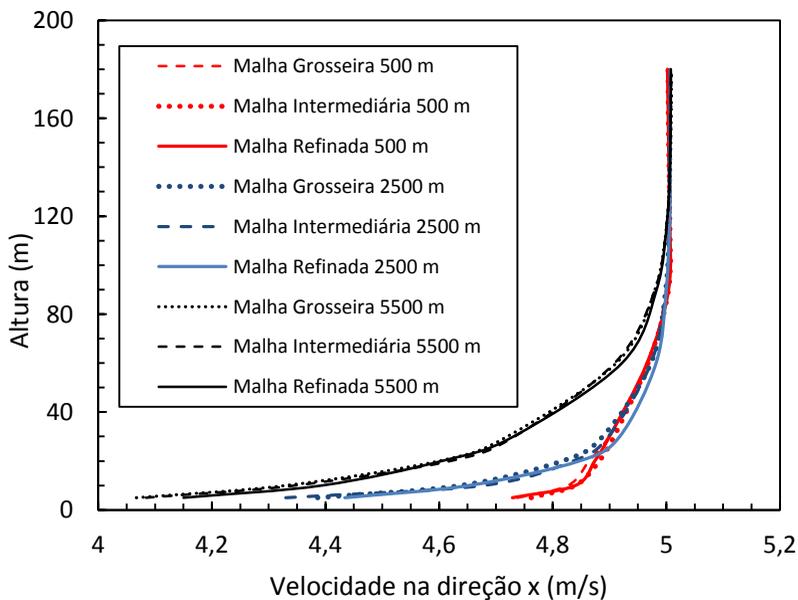
Figura 43 - Visão do perfil de velocidade na saída da chaminé.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Com a pouca distinção entre as malhas e o baixo erro verificado, qualquer uma das malhas pode ser utilizada.

Figura 44 - Diferença de escoamento em três distâncias contadas a partir do centro da chaminé ao longo do eixo x (500 m, 2500 m e 5500 m) para 3 malhas do modelo misto (turbulento + laminar).



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.3 Simulação III

Este modelo turbulento de 6000 m, que posteriormente foi aumentado para 10000 m de extensão para melhor avaliar o comportamento dos 3 tamanhos de partículas, apresenta quase todas as condições de contorno que o modelo misto anterior. A única diferença é a condição de parede no chão que no modelo turbulento é uma *Wall Functions*, conforme descrito no item 3.2.2. Sua malha contém mais elementos que o modelo laminar, pelo fato deste modelo turbulento necessitar de camadas adicionais em alguns pontos críticos para o escoamento. Estas camadas suavizam a condição de parede para o regime turbulento e assim o modelo fica com uma quantidade de elementos maior.

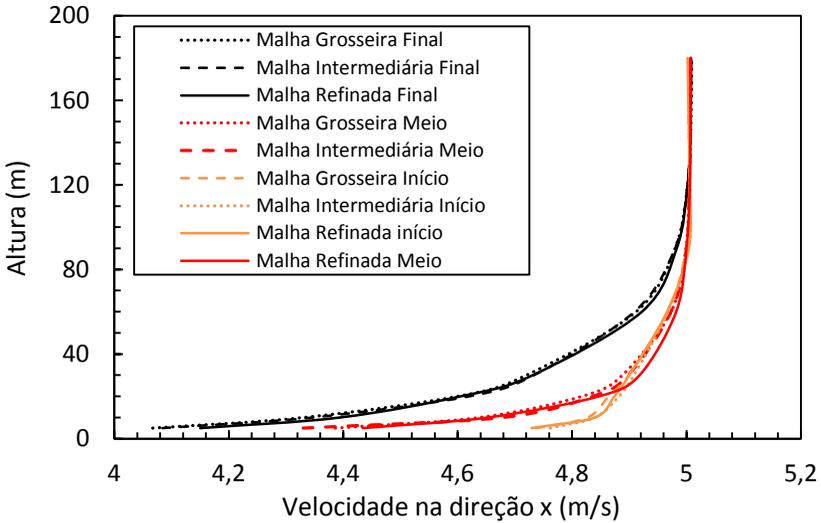
Uma grande diferença entre os resultados das Simulações II e III se fez notar nos padrões de escoamento e consequentemente na dispersão das partículas num caso e noutro. No modelo turbulento as partículas voltavam a ganhar aceleração na direção z após chegarem a um ponto em que seu ganho de altitude era quase insignificante. Isso chegou a ocorrer mesmo após ter essa velocidade em z quase zerada ou mesmo após atingir a velocidade terminal de queda para o caso de partícula de 15 μm . Isto é explicado pela diferença no escoamento entre os dois modelos. Mesmo para a partícula de 20 μm , nota-se uma breve oscilação em sua trajetória em virtude da camada limite.

O escoamento neste modelo turbulento, em virtude da condição de parede no chão do domínio, desenvolve uma região de baixa velocidade, que vai aumentando conforme se avança no sentido do escoamento. Esta região de baixa velocidade acaba por alterar o padrão das linhas de corrente na altura em que as partículas viajam. As partículas que vem com uma leve tendência de queda, seguindo aproximadamente essas linhas de corrente, quando encontram a perturbação devido à turbulência acabam por abandonar a trajetória quase linear e passam a seguir uma curva ascendente.

A Figura 45 apresenta o comportamento das três malhas testadas neste modelo. As três malhas apresentam um comportamento semelhante em ambos os gráficos. Se comparado ao modelo misto da Simulação II (Figura 44), observa-se que a perturbação devido à proximidade da fonte emissora desapareceu na Figura 45. Porém nota-se que a influência da condição de parede sobre o escoamento aplicada no chão aumentou, chegando a afetá-lo a cerca de 80 metros de altura. É justamente essa influência que chega à altura em que as partículas viajavam, que faz com que as mesmas ganhem aceleração ascendente e consequentemente

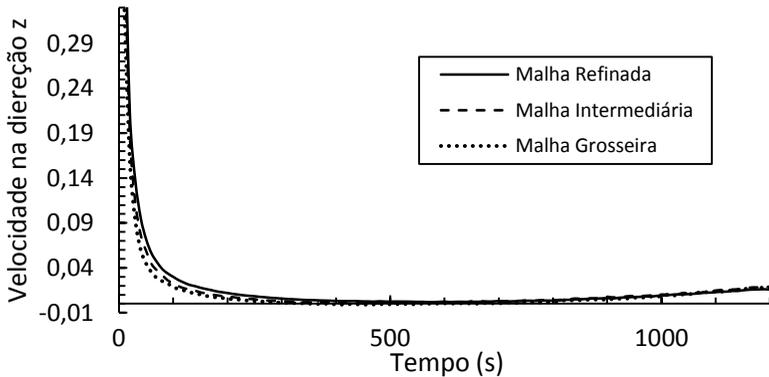
atingam maiores alturas. Esta aceleração pode ser apreciada na Figura 46.

Figura 45 - Diferença de escoamento em três distâncias contadas a partir do centro da chaminé ao longo do eixo x (500 m, 2500 m e 5500 m) para 3 malhas do modelo turbulento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 46 - Variação da velocidade da partícula com o tempo em diferentes malhas no modelo turbulento de 6000m de comprimento.

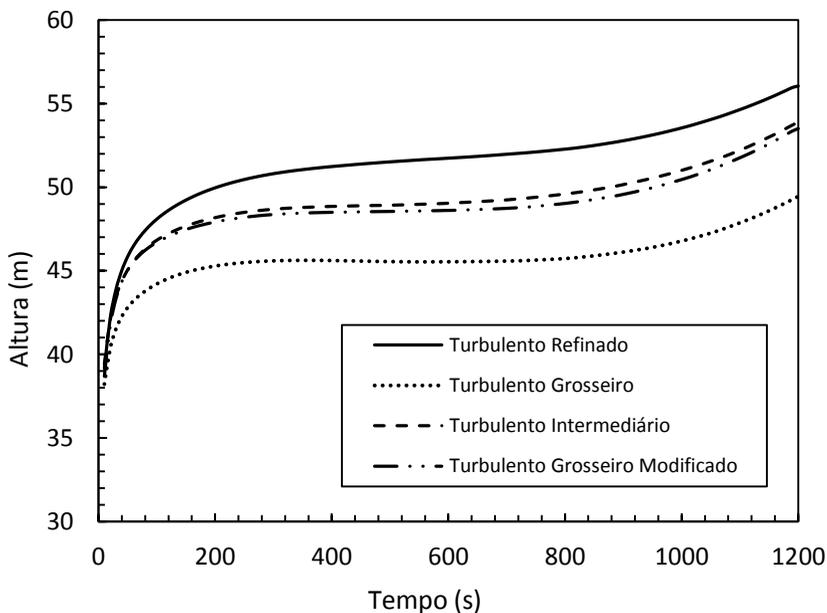


Fonte: Elaborado pelo autor.

Além desta diferença, uma leve diferença de resultado entre as malhas foi notada. A malha mais refinada na saída da chaminé teve como característica principal uma maior altura atingida pela partícula, como pode-se ver na Figura 47 e Figura 48. É verificado que mesmo na malha mais refinada do modelo turbulento a partícula não atinge a altura observada no modelo misto (Figura 48). Isso é explicado pela natureza dissipativa da turbulência presente neste novo modelo que reduz a impulsão sobre as partículas.

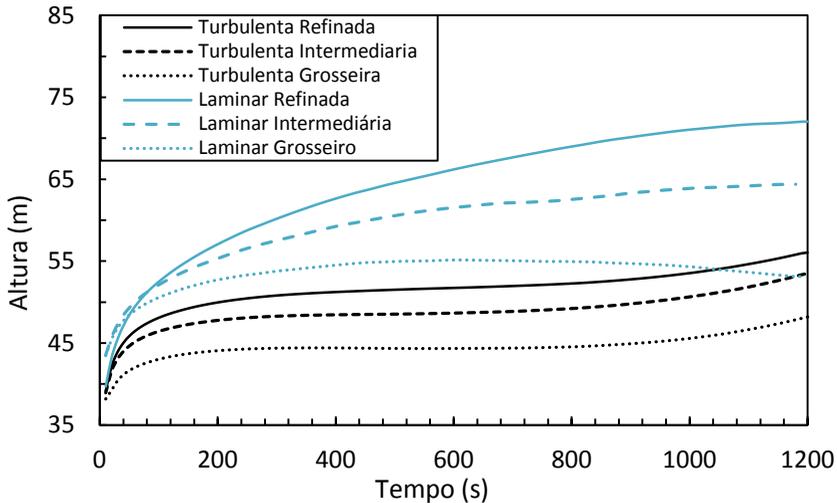
Uma nova malha foi construída tomando por base a malha de 390 mil elementos (malha mais grosseira), refinando-se e concentrando-se elementos menores acima da chaminé, na saída desta. Com o resultado da Figura 47 pode-se confirmar que quanto mais refinada é a malha na saída da fonte fixa mais alta as partículas são lançadas. Essa diferença ficou em torno de 5 metros de altura entre a mais refinada malha (50 m) e a malha mais grosseira (45 m).

Figura 47 - Variação da altura da partícula com o tempo em quatro diferentes malhas no modelo turbulento de 6000 m.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 48 - Comportamento das partículas com diferentes malhas para o modelo misto (laminar + turbulento) e modelo turbulento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

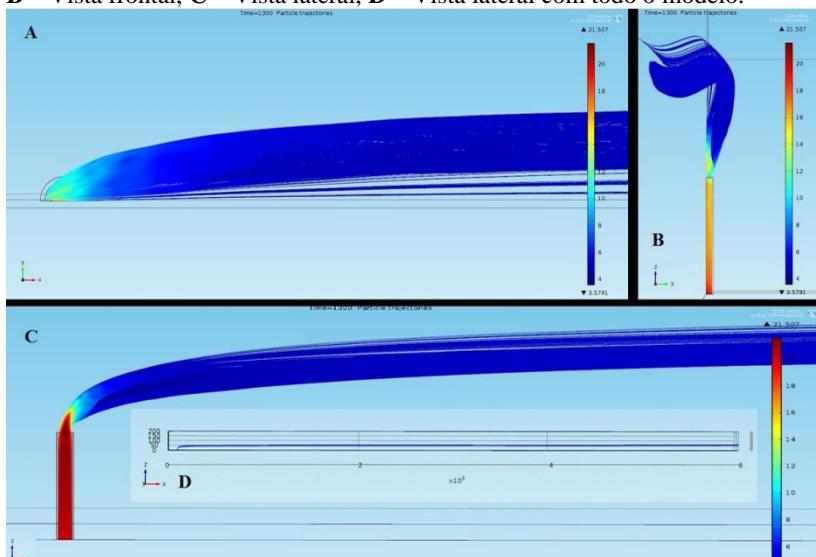
Por meio da Figura 49 e da Figura 50 é possível comparar qualitativamente o real comportamento das partículas sendo emitidas de uma usina em funcionamento com aquele resultante do modelo de emissão de partícula. Nota-se que o material particulado (MP₁₀) pode percorrer grandes distâncias, dispersando-se e diluindo-se, com redução significativa de riscos para a saúde humana, tanto nas vizinhanças da usina, como para as localidades da região.

Figura 49 - Foto do material particulado saindo da chaminé da usina de açúcar e álcool.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 50 - Vista do modelo de emissão de partícula. **A** – Vista superior **B** – Vista frontal, **C** – Vista lateral, **D** – Vista lateral com todo o modelo.

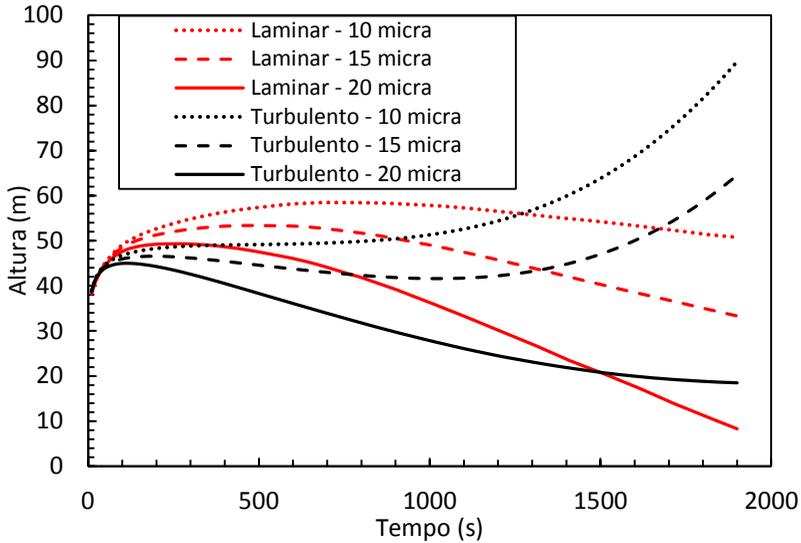


Fonte: Elaborado pelo autor.

Outros tamanhos de material particulado também foram testados. O mesmo modelo foi simulado para 15 e 20 μm , além é claro do MP_{10} . A figura 51 mostra variação da altura das partículas em relação ao tempo para os três tamanhos em um modelo com 10.000 m de extensão. Nota-se a partícula de 20 μm é pouco influenciada pelas linhas de corrente ascendente do modelo de escoamento. Percebe-se que a partícula sofre uma alteração em sua velocidade terminal. Seu tamanho, aliado à força gravitacional, parece ser suficiente para manter esta partícula em velocidade descendente.

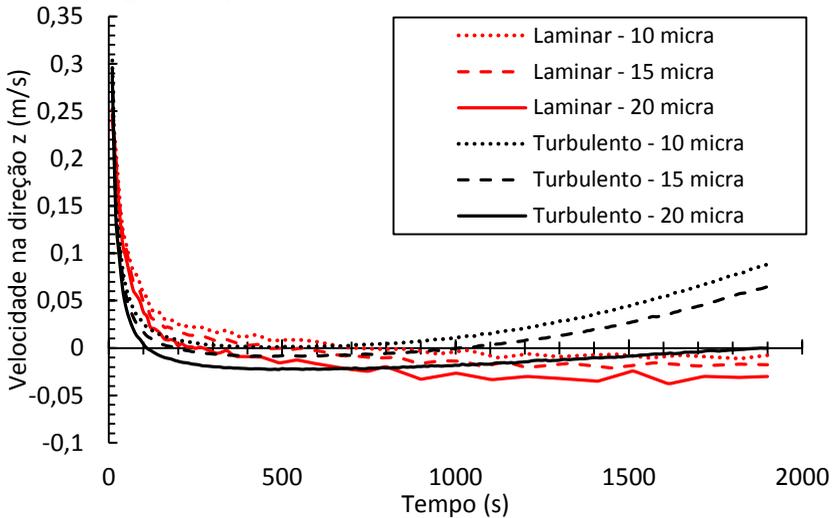
Pode-se verificar a variação de velocidade dos três tamanhos de partícula ao longo do tempo na Figura 52. É observado que a partícula de 15 μm começa a cair chegando à velocidade terminal e próximo à saída do domínio volta a ganhar aceleração, adquirindo velocidade ascendente e com isso ganhando altitude novamente. Mesmo após estar em queda, esta partícula é influenciada pela camada limite e tem sua trajetória modificada.

Figura 51 - Comportamento das partículas com diferentes malhas para o modelo misto (laminar + turbulento) e modelo turbulento para o domínio com 10 km de extensão.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 52 - Gráfico de velocidade das partículas com 10 micra, 15 micra e 20 micra ao longo do tempo no modelo turbulento de 10.000 m de extensão.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A tendência para uma partícula em queda é atingir uma velocidade terminal e seguir caindo com essa velocidade constante até o solo. A partir desta velocidade, cálculos foram feitos com a ajuda do modelo de emissão de partículas para calcular o tempo que cada partícula gastaria para chegar ao solo. Esses valores são mostrados na Tabela 17.

A velocidade terminal calculada é baseada na teoria de velocidade terminal (item 2.4.2). A outra é obtida como resultado do modelo, sendo a partir do mesmo calculado o tempo gasto para a partícula chegar ao solo. A distância atingida é uma estimativa considerando o vento de 5 m/s assumido no modelo.

Foi testado também um modelo turbulento isotérmico para analisar o efeito do campo de temperaturas sobre o escoamento. A Figura 53 apresenta um gráfico para esses dois modelos, onde se pode observar a altura média atingida pelas partículas de 10 μm , em função do tempo para ambos os casos.

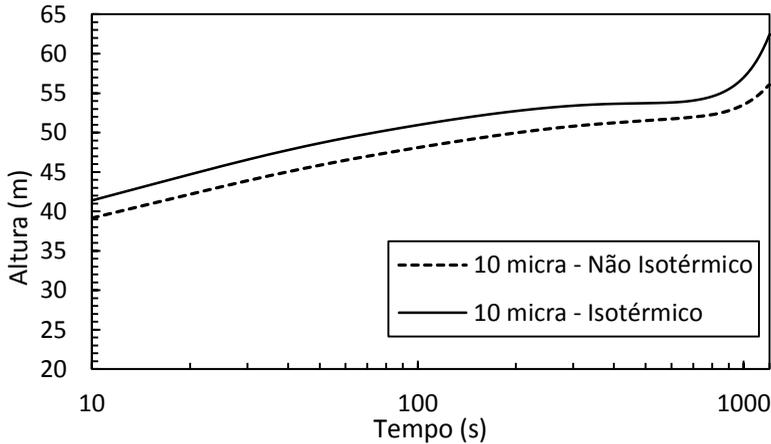
Tabela 17 - Valores atingidos pelas três partículas estudadas no modelo misto (turbulento + laminar) e no modelo turbulento.

| Misto | Altura máxima (m) | Vel. Terminal Calculada (Eq. 2.2) (m/s) | Velocidade Terminal (m/s) | Distância Atingida (km) | Tempo gasto para chegar ao solo |
|-------------------|--------------------------|--|----------------------------------|--------------------------------|--|
| Tamanhos | | | | | |
| 10 | 64,4 | 0,0073 | 0,0055 | 64,5 | 3h e 39min |
| 15 | 55,8 | 0,0163 | 0,008 | 37,7 | 2h e 6min |
| 20 | 50,8 | 0,029 | 0,024 | 11,8 | 39min |
| Turbulento | Altura máxima (m) | Vel. Terminal Calculada (Eq. 2.3) (m/s) | Velocidade Terminal (m/s) | Distância Atingida (km) | Tempo gasto para chegar ao solo |
| Tamanhos | | | | | |
| 10 | - | 0,081 | - | - | - |
| 15 | 47,9 | 0,121 | 0,008 | 31,2 | 1h e 44min |
| 20 | 45,5 | 0,162 | 0,021 | 10,8 | 36min |

É notório que a condição isotérmica, a 25 °C faz com que as partículas ganhem mais altura; cerca de 2,5 m em média de diferença para os primeiros 900 s, chegando a 6,0 m de diferença já próximo da saída do domínio (além de 1000 s), devido ao efeito da condição de parede aplicada no chão, como discutido anteriormente. Este comportamento pode ser explicado pelo fato do modelo não isotérmico produzir uma

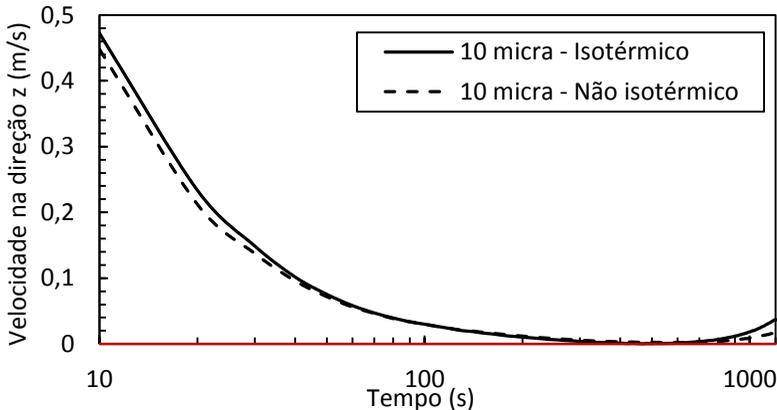
súbita redução do volume específico do ar quente que sai da chaminé e penetra na corrente de ar frio exterior, o que acarreta uma desaceleração do escoamento neste ponto e conseqüentemente uma redução na intensidade de projeção das partículas. Na Figura 54 pode-se apreciar a variação da velocidade média das partículas na direção z ao longo do tempo para os dois modelos.

Figura 53 - Diferença entre a altura das partículas no modelo isotérmico turbulento e no modelo não isotérmico turbulento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

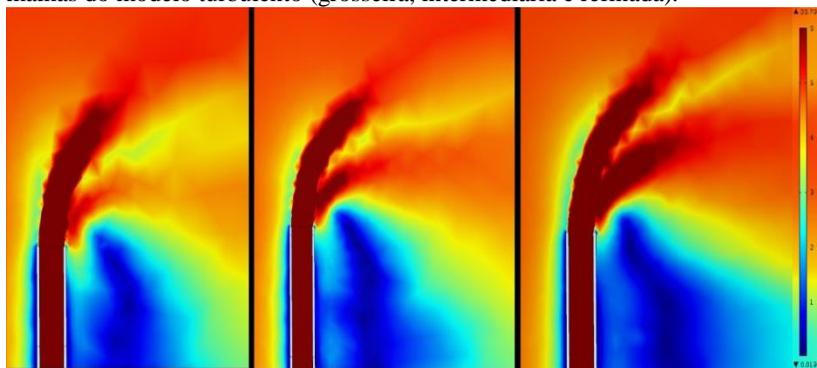
Figura 54 - Velocidade médias das partículas ao longo do tempo no modelo isotérmico turbulento e no modelo não isotérmico turbulento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 55 mostra o comportamento do jato na saída da fonte fixa para diferentes malhas. Verificou-se que quanto mais refinada a malha mais ficava evidente a formação de uma bifurcação na pluma fluidodinâmica na saída da chaminé. Seguramente esta é uma característica do modelo turbulento, já que no modelo misto este comportamento foi quase imperceptível.

Figura 55 - Análise do escoamento na saída da chaminé para as três diferentes malhas do modelo turbulento (grosseira, intermediária e refinada).



Fonte: Elaborado pelo autor.

CAPÍTULO 5: CONCLUSÕES

A abordagem por meio da técnica dos elementos finitos do problema da emissão de material particulado, a partir de uma chaminé em sistema não-isotérmico, mostrou-se uma poderosa ferramenta para o estudo da fluidodinâmica e da trajetória das partículas sob condições operacionais conhecidas.

O modelo de validação reproduziu adequadamente o comportamento experimental obtido de um trabalho de referência, que estudou o fenômeno de dispersão de partículas de vidro a partir de uma fonte localizada no interior de um túnel de vento.

Passada a etapa de validação, desenvolveu-se um modelo mais complexo para o deslocamento de particulados em fluxo não-isotérmico, adaptado ao estudo da emissão de material com características dadas como diâmetro médio de partícula e peso específico do material.

Notou-se grande diferença entre os resultados das simulações para o problema fluidodinâmico ao se considerar regime laminar ou turbulento do lado de fora da chaminé, o que afeta por consequência a trajetória e dispersão das partículas num caso e noutro. As partículas atingiram maiores altitudes no modelo laminar; podendo chegar a mais de uma dezena de metros dependendo da distância percorrida a partir da chaminé. No modelo turbulento as partículas de 10 μm voltavam a ganhar altitude após percorrerem uma trajetória praticamente horizontal por cerca de 3 km. Para o caso de partículas de 15 μm , mesmo após se ter atingido a velocidade terminal de queda, ocorreu uma reversão na trajetória, na porção próxima à saída do domínio, fazendo com que as partículas novamente ganhassem altitude. Esse comportamento de reversão de trajetória depois de percorrida certa distância não foi observado para o modelo laminar. Isto é explicado pela diferença no escoamento entre os dois modelos resultante em grande parte da condição de parede aplicada no chão do domínio.

No modelo não-isotérmico a transferência de calor também se faz presente. Mesmo com o grande volume de ar quente liberado pela fonte emissora para o ambiente, pode-se constatar que este não é representativo para causar mudanças perceptíveis no meio externo. Comprova-se que a pouco mais de 15 metros de distância da chaminé, a corrente quente proveniente do interior da chaminé já se dispersou. Isso mostra que o meio ambiente é muito pouco afetado pela mesma.

Entretanto, demonstrou-se que, ao se considerar um modelo turbulento isotérmico com o fim de se analisar o efeito do campo de temperaturas sobre escoamento, as partículas são projetadas a alturas maiores; para as partículas de 10 μm testadas, cerca de 2,5 m em média de diferença para os primeiros 900 s. Este comportamento explicou-se pelo fato do modelo não isotérmico produzir uma súbita redução do volume específico do ar quente que sai da chaminé em direção ao ar frio exterior, o que gera uma desaceleração do escoamento neste local e consequentemente uma redução na intensidade de projeção das partículas.

Apesar de se ter apenas uma avaliação qualitativa da trajetória real do material particulado, os resultados de simulação indicaram que o MP_{10} pode percorrer longas distâncias e permanecer por muito tempo em suspensão na atmosfera. Pode-se concluir que este material emitido em grande escala na atmosfera sofre uma grande diluição devido à dispersão produzida pela ação dos ventos. Assim, tendo em mente a atividade produtiva de açúcar e álcool, é se levado a crer que partículas da classe MP_{10} não representam um perigo para a população da região próxima da usina, nem para os seus trabalhadores.

O tempo de cálculo para a simulação tridimensional não superou jamais a 24 horas para os dois modelos (fluxo não isotérmico e dispersão de particulado) resolvidos conjuntamente em modo segregado. Este tempo é relativamente pequeno quando se considera a quantidade de fenômenos envolvidos, o número de elementos existentes nas malhas utilizadas (acima de 1 milhão em alguns casos) e a máquina empregada para os cálculos (i-7 de segunda geração com 32Gb de RAM).

CAPÍTULO 6: SUGESTÕES

Sugere-se, para o desenvolvimento de trabalhos futuros:

- Realizar a modelagem dos processos nos lavadores de gás tipo Venturi, buscando a otimização do projeto e operação do mesmo;
- Realizar um estudo mais aprofundado da granulometria de particulados que saem na chaminé e dos fatores que influenciam sobre a mesma (teor de fibra da cana, umidade do bagaço, número de ternos na moenda, entre outros);
- Adicionar ao modelo fluidodinâmico características do clima e do relevo da região;
- Modelar o vapor de água saindo junto com o material particulado e estudar seus efeitos sobre o comportamento das partículas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA FILHO, F. **Monitoramento e controle de emissão de material particulado em uma fonte estacionária.** 2010.

ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica – disponível em www.aneel.gov.br. Acesso em: 21/04/2012.

ANJOS, A. M. S. **O tamanho das partículas de poeira suspensas no ar dos ambientes de trabalho.** Fundacentro, 2001.

ANP, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Dados gerais do setor atualizados em 2013, referentes ao ano de 2012. Disponível em <<http://www.anp.gov.br>>. Acesso: 02/05/2013.

ARTAXO, P. Poluição do ar: **Das questões globais ao meio ambiente urbano.** 5º Congresso Internacional de Direito Ambiental, 2001.

AWMA, **Air Pollution Engineering Manual.** Air & Waste Management Association, Bilger, R.W. ; Flood, B.W. “Oxides of nitrogen emissions from bagasse firedboilers”, Proc. Clean Air Conf., p. 189-211, 1974.

BAILIE, R. C. **Energy Conversion Engineering.**[Textbook], 1978.

BAIRD, C. **Química ambiental.** Editorial Reverté, 2001.

BERMANN, C. **Crise ambiental e as energias renováveis.** Ciência e Cultura., v. 60, n. 3, p. 20-29, 2008.

BILOS, C.; COLOMBO, J.; SKORUPKA, C.N.; RODRIGUEZ PREZA, M.J. **Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina.** Environmental Pollution., v.111, n. 1, p. 149-158, 2001.

BLOCKEN, B.; STATHOPOULOS, T.; SAATHOFF, P.; WANG, X. **Numerical evaluation of pollutant dispersion in the built environment: comparisons between models and experiments.** Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics., v. 96, n. 10, p. 1817-1831, 2008.

BLOKEN, B.; CARMELIET, J.; STATHOPOULOS, T. **CFD evaluation of wind speed conditions in passages between parallel buildings—effect of wall-function roughness modifications for the atmospheric boundary layer flow.** Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics., v. 95, n. 9, p. 941-962, 2007.

BLOKEN, B.; CARMELIET, J.; STATHOPOULOS, T. **CFD simulation of the atmospheric boundary layer: wall function problems.** Atmospheric environment., v. 41, n. 2, p. 238-252, 2007.

BOÇON, F. T. **Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica,** UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, 1998.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.; BARROS, M.T.; VERAS JR, M.S.; PORTO, M.F.A.; NUCCI, N.L.R.; JULIANO, N.M.A.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental.** Prentice Hall, 2002.

CARVALHO, J. A. S. J. **Emissões em processos de combustão.** Livraria UNESP, 2003.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - **Apostila do curso de seleção de equipamentos de controle da poluição do ar.** São Paulo, 1987.

CLEMENTE, L. **Avaliação dos resultados financeiros e riscos associados de uma típica usina de co-geração sucro-alcooleira.** Universidade Federal do Paraná– UFPR. Curitiba, 2003.

COMSOL, Multiphysics. **CFD Module user guides.** Version 4.3a, 2012.

CORDEIRO, G. C.; TOLEDO FILHO, R. D.; FAIRBAIRN, E.M.R. **Caracterização de cinza do bagaço de cana-de-açúcar para emprego como pozolana em materiais cimentícios.** Química Nova., v. 32, n. 1, p. 82-86, 2009.

CRESPO, A.; HERNANDEZ , J.; FRAGA, E.; ANDREU, C. **Experimental validation of the UPM computer code to calculate**

wind turbine wakes and comparison with other models. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics., v. 27, n. 1, p. 77-88, 1988.

DALLAROSA, J. B. Estudo da formação e dispersão de ozônio troposférico em áreas de atividade de processamento de carvão aplicando modelos numéricos. 2005.

DE LIMA, L. P.; LOPES, A.; OLIVEIRA, M.C.J.; NEVES, M.C.T; KOIKE, G.H.A. Comparativo entre o biodiesel de dendê e tucumã no desempenho operacional de trator agrícola. 2012.

DE NEVERS, N. Air pollution control engineering. McGraw-Hill New York., 1995.

DERÍSIO, J. C. Introdução ao controle de poluição ambiental., 1992.

DOS REIS, D. G. Determinação dos dados cinéticos do pre-tratamento de bagaço de cana-de-açúcar com peróxido de hidrogênio alcalino e da hidrólise enzimática posterior. 2009.

ECP, Consultoria ambiental. Dados gerais do setor atualizados em 2012, referentes ao ano de 2011. Disponível em <<http://www.consultoriaambiental.com.br/>>. Acesso: 01/12/2012.

EPA, Environmental Protection Agency. Air pollutants, 2000. Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/airpollutants.html>> Acesso em: 11 de Novembro de 2012.

GENOVESE, A. L.; UDAETA, M. E. M.; GALVAO, L.C.R. Aspectos energéticos da biomassa como recurso no Brasil e no mundo. Proceedings of the 6. Encontro de Energia no Meio Rural, 2006.

GOIS, J.; PITERI, M. Geração Automática de Malhas de Elementos Finitos ea Estrutura de Dados Winged-Edge Modificada. TEMA-Tendências em Matemática Aplicada e Computacional., v. 3, n. 1, p. 121-130, 2011.

GOYAL, P. Effect of winds on SO₂ and SPM concentrations in Delhi. Atmospheric environment., v. 36, n. 1, p. 2925-2930, 2002.

HALL, D. J.; KUKADIA, V.; WALKER, S.; MARSLAND, G.W. **Deposition of large particles from warehouse fire plumes—a small-scale wind tunnel model study.** *Journal of hazardous materials*. v. 59, n. 1, p. 13-29, 1998.

HORVATH, H. **Aerosols—an introduction.** *Journal of environmental radioactivity*", v. 51, p. 5-25, 2000.

KHAN, F. I.; KR GHOSHAL, A. **Removal of volatile organic compounds from polluted air.** *Journal of loss prevention in the process industries*,. v. 13, n. 6, p. 527-545, 2000.

LISBOA, H.M.; SCHIRMER, W.N. **Metologia de controle da poluição atmosférica.** ENS/UFSC, Capítulo 7 e 8. Brasil, 2007.

LORA, E. E. S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte.** Interciência, 2002.

LORA, E. S. **Controle da poluição do ar na indústria açucareira.** Escola Federal de Engenharia de Itajubá. Sociedade dos técnicos açucareiros do Brasil–STAB, 2000.

MAGALHÃES, L. C. **Estudo do material particulado atmosférico e metais associados às partículas totais em suspensão na cidade de Ouro Preto, MG.** 2005.

MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOTT, P. **Unit operations of chemical engineering.** 1995.

MELO, G. C. **Efluentes Atmosféricos e Qualidade do Ar.** Apostila do Curso de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da UFMG, 1998.

MOREIRA, D. M.; TIRABASSI, T. **Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental.** *Ambiente & sociedade*,. v. 7, n. 2, p. 159-172, 2004.

MOREIRA, D. M.; TIRABASSI, T.; VILHENA, M.T.; GOULART, A.G. **A multi-layer model for pollutant dispersion with dry**

deposition to the ground. Atmospheric environment., v. 44, n. 1, p. 1859-1865, 2010.

MORENO-GRAU, S.; PEREZ-TORNELL, A.; BAYO, J.; MORENO, J.; ANGOSTO, J.M.; MORENO-CLAVEL, J. **Particulate matter and heavy metals in the atmospheric aerosol from Cartagena, Spain.** Atmospheric environment., v.34, n. 29, p. 5161-5167, 2000.

NBR 10700 - Planejamento de amostragem em dutos e chaminés de fontes estacionárias. Rio de Janeiro, 1989.

NBR 10701- Determinação de pontos de amostragem em dutos e chaminés de fontes estacionárias. , Rio de Janeiro, 1989.

NBR 10702 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação da massa molecular base seca - Método de ensaio. , Rio de Janeiro, 1989.

NBR 11966 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação da velocidade e vazão - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1989.

NBR 11967 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação da umidade - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1989.

NBR 12019 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Determinação de material particulado - Método de ensaio., Rio de Janeiro, 1990.

NBR 12020 - Efluentes gasosos em dutos e chaminés de fontes estacionárias - Calibração dos equipamentos utilizados em amostragem - Método de ensaio. , Rio de Janeiro, 1992.

NBR 12827 - Efluentes Gasosos com o sistema filtrante no interior do duto ou chaminé de fonte estacionária – Determinação de material particulado. Rio de Janeiro, 1993.

PAULA, N. A., **Avaliação da utilização de vinhaça como líquido em lavadores de gases.** UNAERP, Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, 2010.

PONTIGGIA, M.; DERUDI, M.; BUSINI, V.; ROTA, R. **Hazardous gas dispersion: a CFD model accounting for atmospheric stability classes.** Journal of hazardous materials., v. 171, n. 1, p. 739-747, 2009.

PREUTTHIPAN, A.; UDOMSUBPAYAKUL, U.; CHAISUPAMONGKOLLARP, T.; PENTAMWA, P. **Effect of PM₁₀ pollution in Bangkok on children with and without asthma.** Pediatric pulmonology., v. 37, n. 3, p. 187-192, 2004.

PUTAUD, J.P.; RAES, F. **A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe.** Atmospheric environment., v. 38, n. 16, p. 2579-2595, 2004.

QUEIROZ, P. G. M.; JACOMINO, V. M. F.; MENEZES, M. A. B. C. **Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de sete lagoas, Minas Gerais.** Química Nova. Volume 30. Número 5, 2007. p. 1233-1239.

QUEROL, X.; ALASTUEY A.; MENEZES, B.C. **Seasonal evolution of suspended particles around a large coal-fired power station: chemical characterization.** Atmospheric environment., v. 32, n. 4, p. 719-731, 1998.

RAGOSTA, M.; CAGGIANO, R.; D'EMILIO, M.; MACCHIATO, M. **Source origin and parameters influencing levels of heavy metals in TSP, in an industrial background area of Southern Italy.** Atmospheric environment., v. 36, n. 19, p. 3071-3087, 2002.

RINO, C.A.F., **Curso de especialização em gestão ambiental.** UFS-Car-IBEAS, 2005.

RQARMC. **Relatórios de qualidade do ar de Curitiba e Região Metropolitana.** Disponível em:
<<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=131>>. Acesso em: 25 jan.2012.

RUFINO, C. **System development for air dispersion detection.** UFLA, Lavras-MG, Brasil, 2011.

SALDIVA, P. H.; POPE III, C. A. **Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in Sao Paulo, Brazil.** Archives of Environmental Health: An International Journal., v. 50, n. 2, p. 159-163, 1995.

SALTHAMMER, T. **Heavy air pollution in Beijing and possible impact on Olympic athletes.** CLEAN–Soil, Air, Water., v. 36, n. 9, p. 731-733, 2008.

SCHIRMER, W.; DE MELO, L. H. M. **Uma revisão dos principais métodos de tratamento de compostos orgânicos voláteis e odorantes.** CONGRESSO INTERAMERICANO DE QUALIDADE DO AR, 2003.

SEINFELD, J. H. **Atmospheric chemistry and physics of air pollution.** Environ. Sci. Technol., v. 20, n. 9 1986.

SEINFELD, J. H. **Urban air pollution: state of the science.** Science., v. 243, n. 4892, p. 745-752, 1989.

SILVA, D. P. **Estudo economico do período de duração da safra de cana-de-açúcar na produção de açúcar e álcool para usinas de médio porte da região centro-sul do Brasil,** Escola de engenharia de Mauá, São Caetano do Sul , 2007.

SINDIPEÇAS, Sindicato Nacional da Indústria de Componentes para Veículos Automotores, Dados gerais do setor atualizados em 2012, referentes ao ano de 2011. Disponível em <<http://www.sindipecas.org.br>>. Acesso: 01/11/2012.

SUPRAM, Relatório para licenciamento ambiental da Companhia Energética de Açúcar e Álcool Vale do Tijuco Ltda, Uberaba, MG, 2011.

TEIXEIRA, F. **Caracterização e controle das emissões de óxidos de nitrogênio e material particulado em caldeiras para bagaço.** Tese Doutorado. Programa de Pós graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2005.

UNICA, União da indústria de cana-de-açúcar. Dados gerais do setor atualizados em 2013, referentes ao ano de 2012. Disponível em <<http://www.unica.com.br>>. Acesso: 02/05/2013.

VERSTEEG, H.K.; MALALASEKERA, W. **An Introduction to Computational Fluid Dynamics**. Prentice Hall, 1995.

VIANA, H.; VEGA-NIEVA, D.; TORRES, L.O.; LOUSADA, J.; ARANHA, J. **Principais características da biomassa e propriedades da cinza de combustão de matos nativos do Norte de Portugal e NW de Espanha**. Universidade de Vigo, 2013.

WENDT, J. F.; ANDERSON, J. D. **Computational fluid dynamics: an introduction**. Springer, 2009.

WILCOX, D. C. "Turbulence modeling for CFD", DCW industries La Canada, 1998.

ZIENKIEWICZ, O.; TAYLOR R. **The finite element method: its basis and fundamentals**. 2005, Butterworth-Heinemann, Oxford, 2005.