

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

BRUNO JOSÉ CHIARAMONTE DE CASTRO

**DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO HÍBRIDA NA COLETA DE NANOPARTÍCULAS,
CALCÁRIO DOLOMÍTICO E PÓ DE SINTERIZAÇÃO DE UMA INDÚSTRIA
SIDERÚRGICA**

São Carlos – SP

2022

BRUNO JOSÉ CHIARAMONTE DE CASTRO

**Desempenho da Filtração Híbrida na Coleta de Nanopartículas, Calcário Dolomítico e
Pó de Sinterização de uma Indústria Siderúrgica**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Química.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Mônica Lopes Aguiar

Coorientador: Prof. Dr. Rafael Sartim

São Carlos – SP

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Bruno José Chiaramonte de Castro, realizada em 11/11/2022.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Mônica Lopes Aguiar (UFSCar)

Prof. Dr. Rafael Sartim (UFES)

Profa. Dra. Vádila Giovana Guerra Béttega (UFSCar)

Prof. Dr. Eduardo Hiromitsu Tanabe (UFSM)

Prof. Dr. Olimpio Gomes da Silva Neto (IFSULDEMINAS)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

*À minha esposa Carolina, minha parceira nesta
grande aventura.*

AGRADECIMENTOS

Chego ao fim desta etapa com o coração repleto de gratidão a Deus, fonte de vida e criador de todas as coisas, por ter me concedido o privilégio de ser filho de Sebastião e Carmen. A eles, agradeço imensamente pelo carinho e amor de sempre, pelas renúncias que fizeram, pelo apoio incondicional, por todo o esforço e trabalho que desempenharam durante suas vidas para poderem proporcionar a mim e a meu irmão as melhores condições possíveis e tantas oportunidades. Ao meu irmão Matheus, agradeço por ter sido meu primeiro amigo e por ser para mim exemplo de dedicação e resiliência. À Carolina, minha esposa, sou grato pela parceria, pelo apoio nas decisões mais difíceis, por todo o amor que dedica diariamente ao nosso casamento, e pelo incentivo para que eu ingressasse na pós-graduação.

Agradeço pelos caminhos da vida terem me levado à sala da Prof.^a Mônica pela primeira vez em 2011, e por ela ter me aceitado como aluno de iniciação científica em seu laboratório. Este episódio foi fundamental para que, oito anos depois, eu repetisse o mesmo caminho, desta vez buscando orientação para o Doutorado. Nas duas vezes, e em tantas outras em que busquei seu apoio, fui acolhido com alegria genuína, expressões maternas, conselhos sábios, disponibilidade e generosidade sem iguais. Agradeço ao Prof. Sartim pela orientação, pelas conversas, pela experiência compartilhada, mas principalmente por nunca me deixar esquecer do meu potencial. Sou muito grato também à Prof.^a Vádila, pelas inúmeras e valiosas contribuições que deu a este trabalho desde o início. São três professores que levo como grandes referências para minha vida, verdadeiros exemplos a serem seguidos.

Aos amigos que estiveram por perto durante esta etapa, agradeço de coração. A todos que passaram pela salinha da Turma da Mônica, pelos momentos de descontração, pelas inúmeras pausas para o café, pelas conversas intermináveis, pelas risadas e momentos difíceis que compartilhamos. E de forma especial, agradeço ao Marcos, ao Rauber, à Camila e ao Bruno, que, além disso, estavam sempre prontos para me ajudar com o que fosse preciso.

Agradeço ao Departamento de Engenharia Química da UFSCar e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química por proporcionarem o ambiente de aprendizagem no qual este trabalho foi desenvolvido. Ao CNPq e à CAPES, pelo suporte financeiro. À ArcelorMittal, pelo suporte financeiro e por fornecer parte do material necessário ao desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

Uma alternativa promissora para controle da poluição atmosférica por parte das indústrias é a substituição de equipamentos convencionais, tais como precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas, por filtros híbridos, que combinam os fenômenos de precipitação eletrostática e filtração em tecido. A filtração híbrida tem sido estudada nas três últimas décadas e bons resultados têm sido reportados, com relação à eficiência de filtração de material particulado superfino, à operação a baixas quedas de pressão e altas velocidades de filtração. Entretanto, os trabalhos, em sua maioria, avaliaram a aplicação dos filtros híbridos para controle da poluição em termoelétricas a carvão. Até agora, não foram reportados estudos para aplicação na indústria siderúrgica. Além disso, ainda se sabe muito pouco sobre a filtração híbrida de nanopartículas, extremamente perigosas para a saúde humana. Dessa forma, este trabalho teve como objetivos avaliar a filtração híbrida de nanopartículas e de micropartículas provenientes do processo de sinterização de uma indústria siderúrgica. Os ensaios para avaliação da filtração híbrida de nanopartículas seguiram planejamento fatorial 2^3 , com os fatores velocidade superficial de filtração (1,0 e 2,0 m min^{-1}), intensidade de campo elétrico (0,0 e 4,0 kV cm^{-1}) e tipo de material filtrante (poliacrilonitrila e poliacrilonitrila com membrana de politetrafluoretileno). Os resultados mostraram que, com aplicação de tensão elétrica, as nanopartículas que passaram pelo precipitador sem serem coletadas tiveram sua coleta intensificada no filtro, devido ao mecanismo de atração eletrostática. Foram observados aumentos superiores a 10,0 % no fator de qualidade do filtro de poliacrilonitrila com aplicação de tensão elétrica no precipitador. Para estudar a filtração híbrida aplicada à indústria siderúrgica, foram realizados ensaios à velocidade superficial de filtração de 2,0 m min^{-1} , intensidades de campo elétrico em 0,0, 4,0 e 5,0 kV cm^{-1} e com filtro de poliéster. Dois pós foram utilizados para efeito de comparação: calcário dolomítico e pó de sinterização. Com ambos os pós, a queda de pressão aumentou de maneira mais lenta com aplicação de tensão, devido à coleta no precipitador eletrostático, aumentando o tempo total de filtração. Com o pó de sinterização, o aumento na tensão fez com que apenas as partículas mais finas chegassem ao filtro de poliéster. Porém, não houve redução na porosidade da torta. Para a aplicação industrial, os resultados apontam que a frequência de limpeza das mangas de um filtro híbrido pode ser reduzida em comparação a de um filtro de mangas convencional, o que pode levar ao aumento no tempo de vida útil das mangas e, consequentemente, à redução dos custos de manutenção.

Palavras-chave: filtro híbrido, eficiência de filtração, filtração de gases, material particulado, partículas nanométricas.

ABSTRACT

A promising alternative for air pollution control by industries is the replacement of conventional equipment, such as electrostatic precipitators and bag filters, by hybrid filters, which combine the phenomena of electrostatic precipitation and fabric filtration. Hybrid filtration has been studied in the three last decades and good results have been reported, in relation to superfine particulate matter collection efficiency, to the operation at low pressure drops and high surface filtration velocities. However, most of the works evaluated the application of hybrid filters to the pollution control in coal fired power plants. Until now, no study has been reported to the application in the steel industry. Furthermore, very little is still known about hybrid filtration of nanoparticles, which are extremely dangerous to the human health. Thus, this work aimed to evaluate the hybrid filtration of nanoparticles and of microparticles from the sinter process of a steel industry. The experimental test to evaluate the hybrid filtration of nanoparticles followed a factorial design 2^3 , with the factors surface filtration velocity (1.0 and 2.0 m min^{-1}), electric field intensity (0.0 and 4.0 kV cm^{-1}) and filter medium (polyacrylonitrile and polyacrylonitrile with polytetrafluorethylene membrane). The results showed that, with the application of electric voltage, the nanoparticles which passed through the electrostatic precipitator without been collected had their collection intensified in the filter, due to the electrostatic attraction mechanism. Increases greater than 10.0 % in the polyacrylonitrile filter quality factor were obtained with the application of electric voltage in the electrostatic precipitator. To study the hybrid filtration applied to the steel industry, experimental tests were performed at a surface filtration velocity of 2.0 m min^{-1} , electric field intensities of 0.0, 4.0 and 5.0 kV cm^{-1} , and with a polyester filter. Two particulate matters were used for comparison: dolomitic limestone and sinter dust. With both dusts, the pressure drop increased slowly when electric voltage was applied, due to the particle collection in the electrostatic precipitator, increasing the total filtration time. With the sinter dust, the increase in the electric voltage caused only the finest particles to reach the polyester filter. However, no reduction in cake porosity was observed. For the industrial application, the results point that the bag cleaning frequency of a hybrid filter can be reduced in comparison to that of a conventional bag filter, which can lead to the increase in the bag lifetime and, consequently, to the reduction of maintenance costs.

Keywords: hybrid filter, filtration efficiency, gas filtration, particulate matter, nanoparticles.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 – Tamanhos de partículas e aerossóis comumente presentes no ar..... | 31 |
| Figura 2 – Comparação entre os tamanhos de PM _{2,5} , PM ₁₀ , espessura de um fio de cabelo humano e grão de areia fina..... | 34 |
| Figura 3 – Deposição de partículas de tamanhos variados no corpo humano..... | 34 |
| Figura 4 – Principais equipamentos de controle de poluição do ar e faixas de tamanho de material particulado para as quais são geralmente aplicados. | 35 |
| Figura 5 – Precipitador eletrostático industrial..... | 37 |
| Figura 6 – Esquema de um precipitador eletrostático do tipo placa-fio e seus componentes. . | 38 |
| Figura 7 – Ilustração do processo de separação em precipitadores eletrostáticos: a) escoamento do gás no interior do equipamento; b) geração de transportadores de carga; c) carregamento e desvio das partículas; d) coleta das partículas na placa e, posteriormente, na tremonha. | 39 |
| Figura 8 – Vista esquemática superior da região do precipitador eletrostático do tipo placa-fio compreendida entre duas placas coletoras..... | 39 |
| Figura 9 – Mecanismo de carregamento por campo: a) partícula não carregada na região do campo elétrico; b) processo de carregamento por campo; c) partícula saturada. Os triângulos representam íons negativos, e seu fluxo é da esquerda para a direita. | 41 |
| Figura 10 – Indução de carga na partícula devido à aproximação do íon negativo. | 41 |
| Figura 11 – Relação entre eficiência de coleta do precipitador e tamanho da partícula. | 44 |
| Figura 12 – Filtro de mangas industrial..... | 47 |
| Figura 13 – Esquemas de filtros de mangas com coleta de material particulado na superfície interna (a) e externa (b) das mangas..... | 48 |
| Figura 14 – Filtro de mangas com limpeza por jato de ar pulsante..... | 49 |
| Figura 15 – Exemplos de meio filtrante tecido (a) e não-tecido (b)..... | 51 |
| Figura 16 – Processos de filtração: a) peneiramento superficial, b) peneiramento de profundidade, c) filtração de profundidade, d) filtração superficial..... | 53 |
| Figura 17 – Mecanismos de coleta de partículas por uma única fibra. | 54 |
| Figura 18 – Eficiência de coleta em função do diâmetro de partícula com ponto de mínimo para partículas de 0,2 µm..... | 57 |
| Figura 19 – Número de artigos sobre precipitadores eletrostáticos, filtros de mangas e filtros híbridos no período entre 1990 e 2021 (Web of Science). Os rótulos referem-se aos trabalhos sobre filtros híbridos, já que suas barras são pequenas e difíceis de serem visualizadas..... | 64 |

| | |
|--|-----|
| Figura 20 – Vistas esquemáticas superior (a) e lateral (b) de uma das versões do COHPAC, nas quais podem ser identificados os eletrodos de descarga (1), as placas coletoras (2) e as mangas filtrantes (3). | 70 |
| Figura 21 – Vistas esquemáticas em perspectiva (a) e superior (b) do Coletor de Partículas Híbrido Avançado (AHPC) desenvolvido por Miller (1999): (1) eletrodos de descarga; (2) placas coletoras; (3) mangas filtrantes; (4) defletores. | 73 |
| Figura 22 – Vista esquemática superior de uma versão do AHPC apresentada na patente de Miller (2002), na qual podem ser vistos os eletrodos de descarga (1), as placas coletoras perfuradas (2) e as mangas filtrantes (3). | 74 |
| Figura 23 – Vista esquemática superior do equipamento híbrido desenvolvido por Scheuch (2003): (1) eletrodos de descarga; (2) cilindros coletores; (3) mangas filtrantes; (4) defletores. | 75 |
| Figura 24 – Vistas esquemáticas superior (a) e em perspectiva (b) do filtro híbrido desenvolvido por Krigmont (2003, 2005): (1) eletrodos de descarga; (2) placas coletoras; (3) mangas filtrantes. | 76 |
| Figura 25 – Coletor híbrido utilizado nas simulações de Tu; Song; Yao (2018). Estrutura do equipamento (a) e trajetórias das partículas com tamanho de 1 µm (b) e de 10 µm (c), com o vermelho representando as partículas coletadas pela placa perfurada e o verde, as que passaram pela zona eletrostática sem serem coletadas. | 78 |
| Figura 26 – Filtro híbrido em escala de bancada desenvolvido por Feng; Long; Yu (2016) para filtração de ar para ambientes fechados. | 79 |
| Figura 27 – Eficiência de filtração em função do diâmetro das partículas para diferentes tensões elétricas aplicadas no filtro híbrido equipado com filtro de PE (Filtro 1): (a) eficiência do equipamento como um todo; (b) eficiência do precipitador eletrostático; (c) eficiência do filtro fibroso. | 80 |
| Figura 28 – Velocidade superficial de filtração em função da taxa de aumento da queda de pressão em diferentes modos de limpeza e números de campos elétricos ativos. | 82 |
| Figura 29 – Esquema do filtro híbrido utilizado por Long et al. (2009). | 84 |
| Figura 30 – Processo de produção de aço pela rota clássica do alto forno. | 89 |
| Figura 31 – Fotografia de uma máquina de sinterização. | 91 |
| Figura 32 – Sistema, fatores, ruídos e respostas. | 92 |
| Figura 33 – Representação geométrica do planejamento fatorial 2 ² | 95 |
| Figura 34 – Representação geométrica do planejamento fatorial 2 ³ | 98 |
| Figura 35 – Materiais particulados utilizados no estudo. | 101 |

| | |
|--|-----|
| Figura 36 – Exemplos de imagens obtidas em MEV dos materiais calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b) – Magnificação: 1000x..... | 103 |
| Figura 37 – Distribuição granulométrica volumétrica do calcário dolomítico..... | 103 |
| Figura 38 – Distribuição granulométrica volumétrica do pó de sinterização..... | 104 |
| Figura 39 – Célula utilizada para aferição da resistividade elétrica dos materiais particulados. | 108 |
| Figura 40 – Corrente elétrica em função da tensão aplicada à célula de resistividade elétrica. | 108 |
| Figura 41 – Exemplos de imagens obtidas em MEV das laterais dos materiais filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (c) e PE (e) e análise das imagens para determinação da espessura (b, d, f). | 111 |
| Figura 42 – Exemplos de imagens obtidas em MEV das superfícies dos materiais filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (c) e PE (e) e análise das imagens para determinação do diâmetro médio de fibras (b, d, f). | 114 |
| Figura 43 – Distribuição de diâmetros das fibras do filtro PAN..... | 115 |
| Figura 44 – Distribuição de diâmetros das fibras da membrana de PTFE do filtro PAN/PTFE. | 115 |
| Figura 45 – Distribuição de diâmetros das fibras do filtro PE. | 115 |
| Figura 46 – Queda de pressão por espessura do meio filtrante PAN em função da velocidade superficial de filtração. As barras de desvio padrão não são visíveis pois nenhum desvio foi superior a $0,10 \cdot 10^5 \text{ Pa m}^{-1}$ | 117 |
| Figura 47 – Queda de pressão por espessura do meio filtrante PAN/PTFE em função da velocidade superficial de filtração. A maioria das barras de desvio padrão não é visível pois nenhum desvio foi superior a $0,40 \cdot 10^5 \text{ Pa m}^{-1}$ | 117 |
| Figura 48 – Queda de pressão por espessura do meio filtrante PE em função da velocidade superficial de filtração. As barras de desvio padrão não são visíveis pois nenhum desvio foi superior a $0,05 \cdot 10^5 \text{ Pa m}^{-1}$ | 117 |
| Figura 49 – Unidade experimental para avaliação da eficiência de coleta de nanopartículas. | 122 |
| Figura 50 – Eficiência de coleta fracionária dos meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas (10–300 nm). | 125 |
| Figura 51 – Unidade experimental para avaliação da eficiência de coleta de micropartículas. | 127 |

| | |
|--|-----|
| Figura 52 – Eficiência de coleta fracionária dos filtros PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico das partículas de calcário dolomítico, à velocidade de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$ | 131 |
| Figura 53 – Eficiência de coleta fracionária dos meios filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico das partículas de calcário dolomítico, nos instantes iniciais da filtração..... | 132 |
| Figura 54 – Eficiência de coleta fracionária dos meios filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico das partículas de calcário dolomítico e do pó de sinterização, à velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, nos instantes iniciais da filtração. | 134 |
| Figura 55 – Curva termogravimétrica (TG) e segunda derivada (DTG) em função da temperatura da amostra do filtro PAN..... | 138 |
| Figura 56 – Curva termogravimétrica (TG) e segunda derivada (DTG) em função da temperatura da amostra do filtro PAN/PTFE. | 138 |
| Figura 57 – Curva termogravimétrica (TG) e segunda derivada (DTG) em função da temperatura da amostra do filtro PE. | 138 |
| Figura 58 – Comparação entre as curvas termogravimétricas dos materiais PAN, PAN/PTFE e PE. | 139 |
| Figura 59 – Dispositivo de filtração utilizado na unidade experimental para avaliação da filtração híbrida de nanopartículas. | 140 |
| Figura 60 – Precipitador eletrostático usado nos ensaios de filtração híbrida de nanopartículas. | 140 |
| Figura 61 – Unidade experimental para avaliação da filtração híbrida de micropartículas. ... | 147 |
| Figura 62 – Sistema de alimentação de pó. | 148 |
| Figura 63 – Sensor de pressão diferencial NXP MPXV7002DP conectado a uma placa Arduino para aquisição de dados de queda de pressão através do filtro. | 149 |
| Figura 64 – Distribuição de tamanho das nanopartículas de NaCl. Nesta figura, dp representa o diâmetro de mobilidade elétrica das partículas..... | 156 |
| Figura 65 – Distribuição de tamanho das partículas de NaCl antes do precipitador, entre o precipitador e o filtro e após o filtro, nos ensaios em que não havia aplicação de tensão elétrica no precipitador. As curvas verde e vermelha coincidem. | 157 |
| Figura 66 – Distribuição de tamanho das partículas de NaCl antes do precipitador, entre o precipitador e o filtro e após o filtro, nos ensaios em que havia aplicação de tensão elétrica no precipitador..... | 158 |

| | |
|---|-----|
| Figura 67 – Corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico. Os desvios padrão foram menores que 0,1 mA para todos os pontos..... | 159 |
| Figura 68 – Eficiência de coleta fracionária do precipitador eletrostático em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas para diferentes intensidades de campo elétrico. Os resultados para 5,0 e 5,5 kV cm ⁻¹ coincidem. | 161 |
| Figura 69 – Eficiência de coleta fracionária do precipitador eletrostático em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas a diferentes velocidades superficiais de filtração e à intensidade do campo elétrico de 4,0 kV cm ⁻¹ | 161 |
| Figura 70 – Eficiência de coleta fracionária do precipitador eletrostático, do filtro e eficiência do filtro híbrido em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas. | 165 |
| Figura 71 – Diagrama de Pareto para a eficiência de coleta no precipitador eletrostático..... | 166 |
| Figura 72 – Superfícies (a, c, e) e contornos (b, d, f) da resposta eficiência de coleta no precipitador eletrostático. | 168 |
| Figura 73 – Diagrama de Pareto para a eficiência de coleta do filtro. | 169 |
| Figura 74 – Imagens obtidas em MEV das superfícies de filtração dos filtros PAN (a) e PAN/PTFE (b) e das vistas laterais (c,d)..... | 170 |
| Figura 75 – Superfícies (a, c, e) e contornos (b, d, f) da resposta eficiência de coleta do filtro. | 172 |
| Figura 76 – Corrente elétrica do aerossol após a passagem pelo precipitador eletrostático e antes da passagem pelo filtro..... | 173 |
| Figura 77 – Diagrama de Pareto para a eficiência de coleta do filtro híbrido..... | 177 |
| Figura 78 – Superfícies (a, c, e) e contornos (b, d, f) da resposta eficiência de coleta do filtro híbrido..... | 179 |
| Figura 79 – Corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico..... | 181 |
| Figura 80 – Interior do precipitador eletrostático antes dos ensaios (a), após ensaio com calcário dolomítico (b) e com pó de sinterização (c)..... | 182 |
| Figura 81 – Corrente elétrica, <i>I</i> , gerada no interior do precipitador eletrostático em função do tempo de filtração, <i>tf</i> , nos ensaios com calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b). | 183 |
| Figura 82 – Interior do precipitador eletrostático após ensaios com calcário dolomítico e intensidade do campo elétrico em 0,0 (a, e), 3,0 (b, f), 4,0 (c, g) e 5,0 (d, h) kV cm ⁻¹ | 185 |
| Figura 83 – Porcentagem de massa de pó retida pelo precipitador eletrostático, pelo filtro PE e pelo filtro absoluto nos ensaios com calcário dolomítico (a) e com pó de sinterização (b), desconsiderando a perda de pó na linha por ação gravitacional..... | 187 |

| | |
|--|-----|
| Figura 84 – Queda de pressão devida à deposição de partículas no meio filtrante, ΔP_c , em função do tempo de filtração, t_f , nos ensaios com calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b). | 189 |
| Figura 85 – Determinação do ponto de colmatção de uma das réplicas de cada condição experimental a partir dos gráficos de queda de pressão, ΔP_c , em função do tempo de filtração, t_f | 191 |
| Figura 86 – Porosidades finais das tortas estimadas a partir das Equações de Ergun, MacDonald e Kozeny-Carman nos ensaios com calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b). | 195 |
| Figura 87 – Fotografias das estruturas sobre as tortas, observadas em condições de aplicação de campo elétrico no ESP. | 196 |
| Figura 88 – Artigo de revisão publicado (DE CASTRO et al., 2020). | 201 |
| Figura 89 – Artigo publicado sobre aplicação do filtro híbrido para coleta de nanopartículas (DE CASTRO et al., 2021). | 201 |
| Figura 90 – Trabalho apresentado no congresso internacional FILTECH 2022. | 202 |
| Figura 91 – Trabalho apresentado no congresso nacional ENEMP 2022. | 202 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| Tabela 1 – Matriz de planejamento fatorial 2^2 | 94 |
| Tabela 2 – Matriz de planejamento fatorial 2^3 | 97 |
| Tabela 3 – Dados de um experimento genérico de fator único. | 99 |
| Tabela 4 – Fator de forma de circularidade dos dois materiais particulados utilizados. | 103 |
| Tabela 5 – Diâmetros volumétricos medianos ($d_v, 0,5$), médios ponderados em área ($d_{3,2}$) e médios ponderados em volume ($d_{4,3}$) dos dois materiais particulados utilizados. | 104 |
| Tabela 6 – Volumes medidos e densidades calculadas da amostra com massa 12,2318 g de calcário dolomítico e da amostra com massa 3,5260 g de pó de sinterização. | 105 |
| Tabela 7 – Composições químicas dos materiais particulados utilizados. | 106 |
| Tabela 8 – Resistências e resistividades elétricas dos materiais particulados e coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes realizados. | 109 |
| Tabela 9 – Espessura dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE e comparação com os dados fornecidos pelos fabricantes | 110 |
| Tabela 10 – Gramaturas das oito amostras do material filtrante PAN. As amostras destacadas em vermelho foram excluídas do cálculo da média e do desvio padrão. | 112 |
| Tabela 11 – Gramaturas das oito amostras do material filtrante PAN/PTFE. As amostras destacadas em vermelho foram excluídas do cálculo da média e do desvio padrão. | 112 |
| Tabela 12 – Gramaturas das oito amostras do material filtrante PE. As amostras destacadas em vermelho foram excluídas do cálculo da média e do desvio padrão. | 112 |
| Tabela 13 – Resumo dos resultados de gramatura dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE e comparação com os dados fornecidos pelos fabricantes. | 113 |
| Tabela 14 – Diâmetro médio de fibras dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE. | 115 |
| Tabela 15 – Coeficientes de permeabilidade das Equações de Forchheimer e Darcy para os materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE e coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes realizados. | 119 |
| Tabela 16 – Velocidades superficiais de filtração a determinadas quedas de pressão estimadas a partir das Equações de Forchheimer e de Darcy e fornecidas pelos fabricantes. | 119 |
| Tabela 17 – Porosidades dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE estimadas a partir das Equações de Ergun e Davies. | 121 |
| Tabela 18 – Esquema de amostragem adotado para determinação da eficiência de coleta de nanopartículas. | 125 |
| Tabela 19 – Eficiência de coleta total de partículas com diâmetros na faixa 10–300 nm para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE. | 126 |

| | |
|---|-----|
| Tabela 20 – Esquema de amostragem adotado para determinação de eficiência de coleta de micropartículas. | 129 |
| Tabela 21 – Eficiências de coleta totais de partículas de calcário dolomítico com diâmetros na faixa 0,5–8,0 µm para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE, à velocidade de filtração de 2,0 m min ⁻¹ | 131 |
| Tabela 22 – Eficiências de coleta totais de partículas de calcário dolomítico com diâmetros na faixa 0,5–8,0 µm para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE, nos instantes iniciais da filtração. | 133 |
| Tabela 23 – Eficiências de coleta totais de partículas de calcário dolomítico e de pó de sinterização para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE, à velocidade superficial de filtração de 2,0 m min ⁻¹ , nos instantes iniciais da filtração. | 135 |
| Tabela 24 – Tensão e deformação percentual na ruptura das amostras de PAN, PAN/PTFE e PE. | 136 |
| Tabela 25 – Comparação entre os resultados experimentais de tensão na ruptura e os dados fornecidos pelos fabricantes. | 137 |
| Tabela 26 – Comparação entre os resultados experimentais dos ensaios de termogravimetria e os dados fornecidos pelos fabricantes. | 139 |
| Tabela 27 – Esquema de amostragem adotado para determinação da eficiência de coleta de nanopartículas pelo precipitador eletrostático. | 143 |
| Tabela 28 – Matriz do planejamento fatorial completo 2 ³ com duas réplicas..... | 144 |
| Tabela 29 – Valores de operação dos fatores correspondentes aos níveis codificados. | 144 |
| Tabela 30 – Esquema de amostragem adotado para os ensaios de filtração híbrida de nanopartículas..... | 145 |
| Tabela 31 – Cálculos das eficiências de coleta do precipitador eletrostático, do filtro e do filtro híbrido para cada ensaio do planejamento experimental..... | 146 |
| Tabela 32 – Mediana, média geométrica e desvio padrão geométrico das distribuições granulométricas amostradas em diferentes posições do filtro híbrido. | 159 |
| Tabela 33 – Adimensional <i>NEHDRe2</i> para as quatro condições testadas no precipitador eletrostático..... | 160 |
| Tabela 34 – Valores de operação dos fatores correspondentes aos níveis codificados. | 163 |
| Tabela 35 – Resultados dos ensaios do planejamento experimental. As eficiências de coleta referem-se a partículas com diâmetros na faixa de 10–300 nm. | 163 |
| Tabela 36 – ANOVA para a eficiência de coleta no precipitador eletrostático. Os efeitos significativos estão destacados em vermelho. | 167 |

| | |
|--|-----|
| Tabela 37 – ANOVA para a eficiência de coleta do filtro. Os efeitos significativos estão destacados em vermelho. | 169 |
| Tabela 38 – Correntes elétricas medidas do aerossol após a passagem pelo precipitador eletrostático e antes da passagem pelo filtro e estimativa da carga elétrica média das partículas..... | 174 |
| Tabela 39 – Fatores de qualidade do filtro PAN às velocidades superficiais de filtração 1,0 e 2,0 m min ⁻¹ , com e sem tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático..... | 175 |
| Tabela 40 – Reduções percentuais na penetração de material particulado através do filtro com atuação de atração eletrostática obtidos neste e em outros trabalhos disponíveis na literatura. Os resultados deste trabalho são referentes ao filtro PAN. | 176 |
| Tabela 41 – ANOVA para a eficiência de coleta do filtro híbrido. Os efeitos significativos estão destacados em vermelho..... | 177 |
| Tabela 42 – Eficiência do filtro híbrido estimada considerando apenas mecanismos de coleta mecânicos no filtro PAN e comparação com os resultados experimentais. | 180 |
| Tabela 43 – Adimensional <i>NEHDr2</i> para as três condições testadas no precipitador eletrostático..... | 183 |
| Tabela 44 – Eficiência gravimétrica do precipitador eletrostático, η_{ESP} , do filtro PE, η_F , e do filtro híbrido, η_{HF} | 187 |
| Tabela 45 – Tempo total de filtração..... | 190 |
| Tabela 46 – Ponto de colmatção do filtro PE. | 192 |
| Tabela 47 – Diâmetros volumétricos medianos ($d_v, 0,5$) dos materiais amostrados em diferentes locais do sistema híbrido. Os valores faltantes referem-se a condições em que a quantidade de pó foi insuficiente para a realização da análise. | 193 |
| Tabela 48 – Resistência específica das tortas de calcário dolomítico e pó de sinterização. .. | 197 |

LISTA DE SÍMBOLOS

| | Descrição | Unidade no SI |
|-------------|---|----------------------|
| A_{ESP} | Área superficial de coleta do precipitador eletrostático | m^2 |
| A_f | Área superficial do filtro | m^2 |
| A_L | Área superficial relativa ao comprimento característico L_{ESP} | m^2 |
| A_p | Área superficial da partícula | m^2 |
| A_{placa} | Área superficial da placa de cobre | m^2 |
| A_s | Área da seção transversal do precipitador eletrostático | m^2 |
| B | Constante da Equação de MacDonald | - |
| b_i | Mobilidade iônica | $A s^2 kg^{-1}$ |
| C | Concentração numérica de partículas | $\# m^{-3}$ |
| C_C | Fator de correção de Cunningham | - |
| C_{in} | Concentração mássica de partículas na entrada | $kg m^{-3}$ |
| C_{out} | Concentração mássica de partículas na saída | $kg m^{-3}$ |
| d_f | Diâmetro da fibra | m |
| d_p | Diâmetro da partícula | m |
| $d_{v,0,5}$ | Diâmetro volumétrico mediano | m |
| $d_{3,2}$ | Diâmetro volumétrico médio ponderado em área, ou diâmetro médio de Sauter | m |
| $d_{4,3}$ | Diâmetro volumétrico médio ponderado em volume | m |
| E | Intensidade de campo elétrico | $V m^{-1}$ |
| f | Estatística f | - |
| f_{circ} | Fator de forma de circularidade | - |
| GL | Número de graus de liberdade | - |
| I | Corrente elétrica | A |
| I_{HEPA} | Corrente elétrica medida com presença de filtro HEPA | A |
| K | Fator hidrodinâmico | - |
| K_c | Resistência específica da torta | $m kg^{-1}$ |
| K_m | Resistência específica do meio filtrante | m^{-1} |
| k | Número de fatores | - |
| k_c | Coefficiente de permeabilidade da Equação de Darcy para a torta | m^2 |
| k_{ESP} | Constante da Equação de Matts-Ohnfeldt | - |

| | | |
|-------------|---|----------------|
| k_m | Coeficiente de permeabilidade da Equação de Darcy para o meio filtrante | m^2 |
| k_p | Constante da Equação de Kozeny-Carman | - |
| k_1 | Coeficiente de permeabilidade Darciano da Equação de Forchheimer | m^2 |
| k_2 | Coeficiente de permeabilidade não-Darciano da Equação de Forchheimer | m |
| L_{ESP} | Comprimento característico do precipitador eletrostático | m |
| $L_{pó}$ | Largura da camada de pó | m |
| M_{ar} | Massa molar do ar | $kg\ mol^{-1}$ |
| m | Massa | kg |
| $m_{f,abs}$ | Massa do filtro absoluto ao final do ensaio | kg |
| $m_{f,ESP}$ | Massa do precipitador eletrostático ao final do ensaio | kg |
| $m_{f,F}$ | Massa do filtro com torta ao final do ensaio | kg |
| $m_{i,abs}$ | Massa do filtro absoluto antes do ensaio | kg |
| $m_{i,ESP}$ | Massa do precipitador eletrostático antes do ensaio | kg |
| $m_{i,F}$ | Massa do filtro antes do ensaio | kg |
| N_{EHD} | Número eletro-hidrodinâmico | - |
| n | Número de réplicas | - |
| P_d | Potência dissipada | $W\ m^{-2}$ |
| Pe | Número de Peclet | - |
| P_p | Perímetro da partícula | m |
| P_{real} | Pressão ambiente | Pa |
| P_{rot} | Pressão de calibração do rotâmetro | Pa |
| Q | Vazão volumétrica | $m^3\ s^{-1}$ |
| Q_{elet} | Vazão volumétrica de amostragem do eletrômetro | $m^3\ s^{-1}$ |
| QF | Fator de qualidade | Pa^{-1} |
| QF' | Fator de qualidade modificado | Pa^{-1} |
| Q_f | Carga elétrica da fibra | $C\ m^{-1}$ |
| QM | Erro quadrático médio | - |
| QM_E | Erro quadrático médio dos erros | - |
| $Q_{pó}$ | Vazão mássica de pó | $kg\ s^{-1}$ |
| Q_{real} | Vazão volumétrica real | $m^3\ s^{-1}$ |

| | | |
|------------|--|---------------------|
| Q_{rot} | Vazão volumétrica aferida no rotâmetro | $m^3 s^{-1}$ |
| q | Carga elétrica da partícula | C |
| q_α | Estatística de intervalo estudentizado | - |
| R | Constante dos gases ideais | $J mol^{-1} K^{-1}$ |
| r | Resistência elétrica | Ω |
| Re | Número de Reynolds | - |
| R_f | Raio da fibra | m |
| R_p | Raio da partícula | m |
| R^2 | Coefficiente de determinação do ajuste polinomial | - |
| S | Constante de Sutherland | K |
| s | Distância entre o eletrodo de descarga e a placa coletora | m |
| SQ | Soma dos quadrados | - |
| SQ_E | Soma dos quadrados dos erros | - |
| SQ_T | Soma dos quadrados totais | - |
| Stk | Número de Stokes da partícula | - |
| T_{real} | Temperatura ambiente | K |
| T_{rot} | Temperatura de calibração do rotâmetro | K |
| T_0 | Temperatura de referência | K |
| T_α | Parâmetro estatístico do teste de Tukey | - |
| t | Estatística t | - |
| t_f | Tempo de filtração | S |
| U_{ESP} | Tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático | V |
| V_{ESP} | Velocidade do escoamento no precipitador eletrostático | $m s^{-1}$ |
| V_f | Velocidade superficial de filtração | $m s^{-1}$ |
| w_c | Massa de pó depositada por unidade de área superficial do meio filtrante | $kg m^{-2}$ |
| w_m | Gramatura do meio filtrante | $kg m^{-2}$ |
| w_p | Velocidade de migração da partícula | $m s^{-1}$ |
| X | Comprimento | m |
| x | Fração mássica | - |
| Y | Largura | m |
| Z | Espessura de um meio poroso | m |

| | | |
|----------------------|---|--|
| Z_c | Espessura da torta | m |
| Z_m | Espessura do meio filtrante | m |
| α | Nível de significância | - |
| α_f | Razão de sólidos do meio filtrante | - |
| β | Mobilidade da partícula | s kg ⁻¹ |
| $\hat{\beta}_i$ | Coefficiente do modelo estatístico | - |
| ΔP | Queda de pressão através de um meio poroso | Pa |
| ΔP_c | Queda de pressão através da torta | Pa |
| ΔP_f | Queda de pressão através do filtro | Pa |
| ΔP_m | Queda de pressão através do meio filtrante | Pa |
| ΔP_0 | Queda de pressão inicial | Pa |
| ε | Porosidade de um meio poroso | - |
| ε_c | Porosidade da torta | - |
| ε_d | Constante dielétrica | C ² N ⁻¹ m ⁻² |
| $\varepsilon_{d,ar}$ | Constante dielétrica do ar | C ² N ⁻¹ m ⁻² |
| $\varepsilon_{d,f}$ | Constante dielétrica da fibra | C ² N ⁻¹ m ⁻² |
| $\varepsilon_{d,r}$ | Constante dielétrica relativa (Permissividade relativa) | - |
| $\varepsilon_{d,0}$ | Constante dielétrica do vácuo | C ² N ⁻¹ m ⁻² |
| ε_m | Porosidade do material filtrante | - |
| η_B | Eficiência de coleta em uma fibra única pelo mecanismo difusional | - |
| η_E | Eficiência de coleta em uma fibra única pelo mecanismo de atração eletrostática | - |
| η_{ESP} | Eficiência de coleta do precipitador eletrostático | - |
| η_F | Eficiência de coleta do filtro | - |
| η_{fan} | Eficiência do sistema de ventilação | - |
| η_{HF} | Eficiência de coleta do filtro híbrido | - |
| η_{HF}^* | Eficiência de coleta do filtro híbrido desconsiderando o mecanismo de atração eletrostática | - |
| η_I | Eficiência de coleta em uma fibra única pelo mecanismo inercial | - |
| η_R | Eficiência de coleta em uma fibra única pelo mecanismo de interceptação direta | - |

| | | |
|---------------|---|----------------------------|
| η_{sf} | Eficiência de coleta em uma fibra única | - |
| λ | Caminho livre médio do gás | m |
| μ | Viscosidade dinâmica | Pa s |
| μ_0 | Viscosidade de referência à temperatura T_0 | Pa s |
| ν | Viscosidade cinemática | $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ |
| ρ_{elet} | Resistividade elétrica | Ωm |
| ρ_g | Densidade do gás | kg m^{-3} |
| ρ_p | Densidade da partícula | kg m^{-3} |

ABREVIACÕES

| | |
|-------------------|---|
| AHPC | Coletor de partículas híbrido avançado |
| ANOVA | Análise de variâncias |
| APS | <i>Aerodynamic Particle Sizer</i> |
| CCDM | Centro de Caracterização e Desenvolvimento de Materiais |
| COHPAC | Coletor de Partículas Híbrido Compacto |
| CETESB | Companhia Ambiental do Estado de São Paulo |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| DP | Desvio padrão |
| DMA | Analisador de mobilidade diferencial |
| DTG | Segunda derivada da curva termogravimétrica |
| ESP | Precipitador eletrostático |
| F | Filtro |
| GRG | <i>Generalized Reduced Gradient</i> |
| HEPA | <i>High Efficiency Particulate Arrestance</i> |
| HF | Filtro híbrido |
| HVAC | Aquecimento, ventilação e condicionamento de ar |
| IEMA | Instituto de Energia e Meio Ambiente do Estado do Espírito Santo |
| LCE | Laboratório de Caracterização Estrutural |
| MEV | Microscópio Eletrônico de Varredura |
| OMS | Organização Mundial da Saúde |
| PAN | Poliacrilonitrila |
| PE | Poliéster |
| PET | Politereftalato de etileno |
| PM _{2,5} | Partículas superfinas, com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 µm |
| PM ₁₀ | Partículas finas, com diâmetro aerodinâmico menor que 10 µm |
| PP | Polipropileno |
| PPS | Polisulfeto de fenileno |
| PTFE | Politetrafluoretileno |
| SMPS | <i>Scanning Mobility Particle Sizer</i> |
| STF | Supremo Tribunal Federal |
| TG | Curva termogravimétrica |
| WIPO | <i>World Intellectual Property Organization</i> |

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 26 |
| 2. OBJETIVOS | 29 |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 30 |
| 3.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 30 |
| 3.1.1 Material Particulado | 30 |
| 3.1.2 Equipamentos de Controle de Poluição do Ar | 34 |
| 3.1.3 Precipitador Eletrostático | 35 |
| 3.1.3.1 <i>Breve histórico, aplicações e aspectos gerais</i> | 36 |
| 3.1.3.2 <i>Fenômenos envolvidos na operação</i> | 38 |
| 3.1.3.3 <i>Características do gás e do material particulado que influenciam a operação</i> | 42 |
| 3.1.3.4 <i>Eficiência de coleta</i> | 44 |
| 3.1.4 Filtro de Mangas | 45 |
| 3.1.4.1 <i>Breve histórico, aplicações e aspectos gerais</i> | 45 |
| 3.1.4.2 <i>Materiais filtrantes</i> | 50 |
| 3.1.4.3 <i>Características do gás e do material particulado que influenciam a operação</i> | 51 |
| 3.1.4.4 <i>Mecanismos de filtração</i> | 52 |
| 3.1.4.5 <i>Eficiência de coleta</i> | 56 |
| 3.1.4.6 <i>Resistência ao escoamento</i> | 57 |
| 3.1.4.7 <i>Fator de qualidade</i> | 63 |
| 3.2 ESTADO DA ARTE | 63 |
| 3.2.1 Filtração eletrostaticamente assistida | 65 |
| 3.2.2 Coletor de partículas híbrido compacto (COHPAC) | 70 |
| 3.2.3 Coletor de partículas híbrido avançado (AHPC) | 72 |
| 3.2.4 Comparação entre COHPAC e AHPC | 74 |
| 3.2.5 Outras configurações | 75 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 3.2.6 | <i>Performance da filtração híbrida</i> | 76 |
| 3.2.6.1 | <i>Eficiência de coleta de material particulado</i> | 76 |
| 3.2.6.2 | <i>Queda de pressão</i> | 82 |
| 3.2.6.3 | <i>Campo elétrico e densidade espacial de carga</i> | 84 |
| 3.2.6.4 | <i>Coleta de mercúrio e metais pesados</i> | 85 |
| 3.2.7 | <i>Condições experimentais e principais resultados</i> | 88 |
| 3.2.8 | <i>Fator de qualidade modificado</i> | 88 |
| 3.3 | PROCESSO SIDERÚRGICO | 89 |
| 3.4 | ANÁLISE ESTATÍSTICA | 92 |
| 3.4.1 | <i>Planejamento Fatorial Completo</i> | 93 |
| 3.4.2 | <i>ANOVA aplicada a experimentos com um único fator</i> | 99 |
| 3.4.3 | <i>P-valor</i> | 100 |
| 4. | MATERIAL E MÉTODOS | 101 |
| 4.1 | CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS PARTICULADOS | 101 |
| 4.1.1 | <i>Circularidade</i> | 102 |
| 4.1.2 | <i>Distribuição granulométrica volumétrica</i> | 103 |
| 4.1.3 | <i>Densidade</i> | 105 |
| 4.1.4 | <i>Composição química</i> | 105 |
| 4.1.5 | <i>Permissividade relativa</i> | 107 |
| 4.1.6 | <i>Resistividade elétrica</i> | 107 |
| 4.2 | CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS FILTRANTES | 109 |
| 4.2.1 | <i>Espessura</i> | 109 |
| 4.2.2 | <i>Gramatura</i> | 110 |
| 4.2.3 | <i>Diâmetro médio de fibras</i> | 113 |
| 4.2.4 | <i>Permeabilidade</i> | 116 |
| 4.2.5 | <i>Porosidade</i> | 120 |
| 4.2.6 | <i>Eficiência de coleta de nanopartículas</i> | 122 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 4.2.6.1 | <i>Influência do tipo de material filtrante</i> | 126 |
| 4.2.6.2 | <i>Influência do diâmetro das partículas</i> | 126 |
| 4.2.6.3 | <i>Influência da velocidade superficial de filtração</i> | 127 |
| 4.2.7 | <i>Eficiência de coleta de micropartículas</i> | 127 |
| 4.2.7.1 | <i>Influência da formação da torta</i> | 129 |
| 4.2.7.2 | <i>Influência do tipo de material filtrante</i> | 130 |
| 4.2.7.3 | <i>Influência do diâmetro das partículas</i> | 130 |
| 4.2.7.4 | <i>Influência da velocidade superficial de filtração</i> | 132 |
| 4.2.7.5 | <i>Influência do material particulado</i> | 133 |
| 4.2.8 | <i>Resistência à tração</i> | 135 |
| 4.2.9 | <i>Termogravimetria</i> | 137 |
| 4.3 | FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE NANOPARTÍCULAS | 139 |
| 4.3.1 | <i>Caracterização elétrica do sistema</i> | 141 |
| 4.3.2 | <i>Planejamento experimental</i> | 143 |
| 4.4 | FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE MICROPARTÍCULAS | 147 |
| 4.4.1 | <i>Caracterização elétrica do sistema</i> | 150 |
| 4.4.2 | <i>Corrente elétrica em função do tempo de filtração</i> | 151 |
| 4.4.3 | <i>Eficiência de coleta</i> | 151 |
| 4.4.4 | <i>Queda de pressão</i> | 152 |
| 4.4.5 | <i>Ponto de colmatação</i> | 153 |
| 4.4.6 | <i>Distribuição granulométrica volumétrica</i> | 153 |
| 4.4.7 | <i>Porosidade da torta</i> | 153 |
| 4.4.8 | <i>Resistência específica da torta</i> | 155 |
| 5. | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 156 |
| 5.1 | FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE NANOPARTÍCULAS | 156 |
| 5.1.1 | <i>Caracterização elétrica do sistema</i> | 158 |
| 5.1.2 | <i>Resultados do planejamento experimental</i> | 163 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 5.1.2.1 | <i>Eficiência de coleta no precipitador eletrostático</i> | 164 |
| 5.1.2.2 | <i>Eficiência de coleta do filtro</i> | 167 |
| 5.1.2.3 | <i>Eficiência de coleta do filtro híbrido</i> | 176 |
| 5.1.3 | <i>Considerações finais</i> | 178 |
| 5.2 | FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE MICROPARTÍCULAS | 180 |
| 5.2.1 | <i>Caracterização elétrica do sistema</i> | 181 |
| 5.2.2 | <i>Corrente elétrica em função do tempo de filtração</i> | 183 |
| 5.2.3 | <i>Eficiência de coleta</i> | 186 |
| 5.2.4 | <i>Queda de pressão</i> | 189 |
| 5.2.5 | <i>Ponto de colmatação</i> | 190 |
| 5.2.6 | <i>Distribuição granulométrica volumétrica</i> | 192 |
| 5.2.7 | <i>Porosidade da torta</i> | 194 |
| 5.2.8 | <i>Resistência específica da torta</i> | 197 |
| 5.2.9 | <i>Considerações finais</i> | 197 |
| 6. | CONCLUSÕES | 199 |
| 7. | PUBLICAÇÕES | 201 |
| 8. | SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS | 203 |
| | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 204 |
| | APÊNDICE A | 223 |
| | APÊNDICE B | 228 |

1. INTRODUÇÃO

A poluição do ar com material particulado, além de impactar negativamente o meio ambiente, gera graves consequências à saúde humana. Estimativas da Organização Mundial da Saúde (OMS) apontam que os efeitos combinados da poluição do ar ambiente e doméstico causam aproximadamente sete milhões de mortes prematuras todos os anos, e que 99 % da população mundial vive em lugares onde as concentrações de poluentes do ar excedem os limites aceitáveis (WHO, 2021a). Partículas finas, com diâmetros menores que 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$), são especialmente perigosas, pois podem penetrar profundamente no corpo humano após serem inaladas. A exposição a elas está relacionada ao desenvolvimento de doenças respiratórias, cardíacas, derrames, cânceres (BURNETT et al., 2014; LELIEVELD et al., 2015; MENG et al., 2016; YANG; ZHANG, 2018; SCHRAUFNAGEL et al., 2019) e diminuição de funções cognitivas em crianças e adultos (POWER et al., 2011; SUNYER et al., 2015; AILSHIRE; KARRAKER; CLARKE, 2017).

O controle da emissão de material particulado pelas indústrias é, portanto, fundamental, não apenas para atendimento das leis ambientais vigentes, cada vez mais rigorosas, mas também para a preservação da saúde dos trabalhadores e da população. Além disso, em alguns processos industriais, o material particulado presente nas correntes gasosas residuais apresenta elevado valor econômico, o que é um estímulo adicional ao investimento em equipamentos que o recuperem de forma eficiente. Precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas são equipamentos tradicionalmente usados para separação de material particulado presente em correntes gasosas em altas concentrações e apresentam altas eficiências mássicas de coleta, muitas vezes acima de 99 % (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010; LU; REN, 2014; ZHENG; KANAOKA, 2018; TAŃSKI; BERENDT; MIZERACZYK, 2019).

Entretanto, os equipamentos tradicionais são, de forma geral, ineficientes para coleta de partículas com diâmetros entre 0,1 e 1,0 μm , chamadas partículas submicrônicas. Precipitadores eletrostáticos apresentam eficiências baixas para coleta de partículas submicrônicas, devido à baixa carga elétrica adquirida por tais partículas. Dependendo do material filtrante empregado, filtros de mangas podem ser mais eficientes que precipitadores eletrostáticos para partículas nesta faixa de tamanho. Porém, geram altas quedas de pressão e, conseqüentemente, apresentam altos custos operacionais relacionados ao consumo de energia, além do alto custo inerente à substituição periódica das mangas. Equipamentos híbridos, que combinam os princípios de funcionamento de precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas, aparecem como uma alternativa promissora para a filtração de ar e gases industriais. A

tecnologia híbrida tem sido desenvolvida durante as últimas três décadas com os objetivos de aumentar a eficiência de coleta de partículas finas e superar as limitações da precipitação eletrostática e da filtração em mangas, por meio da sinergia entre as duas operações (CHANG, 1992; GOLESWORTHY, 1999; MILLER, 1999, 2002; PEDERSEN; POULSEN, 2011).

Em filtros híbridos, as operações de precipitação eletrostática e filtração podem acontecer em equipamentos conectados em série (CHANG, 1992; GUTIÉRREZ ORTIZ et al., 2007), ou em um mesmo dispositivo, com as mangas arranjadas após ou entre as placas coletoras (MILLER, 1999, 2002; KRIGMONT, 2003; LONG; YAO, 2013). Os resultados dos estudos conduzidos até o presente momento, em sua maioria para aplicação em sistemas de tratamento de gases de termoelétricas a carvão, apontam os filtros híbridos como equipamentos promissores para controle de emissão de partículas superfínas (FENG; LONG; YU, 2016; TU; SONG; YAO, 2017) e de elementos tóxicos, como o mercúrio (BENSON et al., 2009; ARAGON et al., 2015; CONTRERAS et al., 2015). Com relação à taxa de aumento da queda de pressão durante a filtração, parâmetro fundamental para análise do custo com energia e com a substituição periódica das mangas, fica claro que as particularidades de cada processo devem ser cuidadosamente avaliadas. Se por um lado, uma menor concentração de partículas atinge as mangas, diminuindo a taxa de aumento da queda de pressão no filtro, por outro, a coleta preferencial de partículas maiores pelo precipitador eletrostático pode levar a formação de tortas mais compactadas nas mangas (JAWOREK et al., 2019).

Poucos estudos avaliaram o desempenho de filtros híbridos na coleta de nanopartículas, apesar do extremo perigo que elas representam à saúde humana. A exposição a elas tem sido relacionada ao desenvolvimento de doenças cardíacas, disfunções vasculares, indução de efeitos neurotóxicos e danos permanentes ao sistema nervoso central, o que torna os esforços para controle de emissões e regulamentação das concentrações ainda mais urgentes e necessários (BENCSEK; LESTAEVEL; GUSEVA CANU, 2018; TELEANU et al., 2018; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS et al., 2019). O que se sabe até o momento é que o carregamento elétrico das partículas, das fibras do meio filtrante ou de ambos pode promover a intensificação do mecanismo de coleta das partículas pelas fibras por atração eletrostática, aumentando a eficiência de filtração (WANG, 2001; KERNER et al., 2018).

Outra lacuna existente na literatura diz respeito à aplicação de filtros híbridos no controle de poluição atmosférica da indústria siderúrgica, visto que a maioria dos trabalhos reportados até o presente momento avaliaram a utilização de filtros híbridos em usinas

termoelétricas a carvão (GUTIÉRREZ ORTIZ et al., 2007; BENSON et al., 2009; LONG; YAO, 2012; LIU et al., 2016; SUNG et al., 2017, 2019; TU; SONG; YAO, 2017).

A produção mundial de aço tem crescido consideravelmente desde o início dos anos 2000 (REMUS et al., 2013), superando a marca de $1800 \cdot 10^6$ toneladas em 2018 (WORLD STEEL ASSOCIATION, 2021). Em 2021, a produção mundial foi de $1911 \cdot 10^6$ toneladas, sendo a China o maior produtor, responsável por $1033 \cdot 10^6$ toneladas. O Brasil ocupa a nona posição na lista dos maiores produtores mundiais, com $36 \cdot 10^6$ toneladas em 2021 (WORLD STEEL ASSOCIATION, 2022). A emissão de material particulado é inerente à indústria siderúrgica, ocorrendo em diversas etapas do processo produtivo, nos quais são utilizados equipamentos tradicionais de controle de poluição, como precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas. Como o desempenho da filtração híbrida é função de variáveis relacionadas às características do material particulado e às condições do processo, investigações sistemáticas são necessárias para avaliar sua viabilidade em processos de despoeiramento da indústria siderúrgica.

2. OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar o desempenho da filtração híbrida na coleta de nanopartículas e no controle de poluição atmosférica do processo siderúrgico, particularmente na coleta de material particulado proveniente do processo de sinterização. Para que isto fosse alcançado, foram objetivos específicos:

- Caracterizar os materiais particulados calcário dolomítico e pó de sinterização, avaliando circularidade, distribuição granulométrica volumétrica, densidade, composição química, permissividade relativa e resistividade elétrica;

- Caracterizar os meios filtrantes poliacrilonitrila (PAN), poliacrilonitrila com membrana de politetrafluoretileno (PAN/PTFE) e poliéster (PE), avaliando espessura, gramatura, diâmetro médio de fibras, permeabilidade, porosidade, eficiência de coleta de nano- e micropartículas, resistência à tração e termogravimetria;

- Avaliar se há efeito sinérgico entre as operações de precipitação eletrostática e filtração na coleta de nanopartículas;

- Avaliar o desempenho da filtração híbrida de micropartículas – eficiência de coleta de material particulado, queda de pressão, ponto de colmatção, porosidade e resistência específica da torta – com material particulado proveniente do processo de sinterização da indústria siderúrgica e comparar com os resultados para filtração de calcário dolomítico;

- Definir se há vantagem operacional, principalmente em relação à eficiência de filtração e à queda de pressão, na utilização do filtro híbrido para coleta de pó de sinterização em relação ao precipitador eletrostático e ao filtro de mangas operando separadamente.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo está dividido em: Fundamentação Teórica (3.1), Estado da Arte (3.2), Processo Siderúrgico (3.3) e Análise Estatística (3.4).

3.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Aqui, são apresentados aspectos gerais relacionados a materiais particulados e equipamentos de controle de poluição do ar e os fundamentos teóricos envolvidos na operação de precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas.

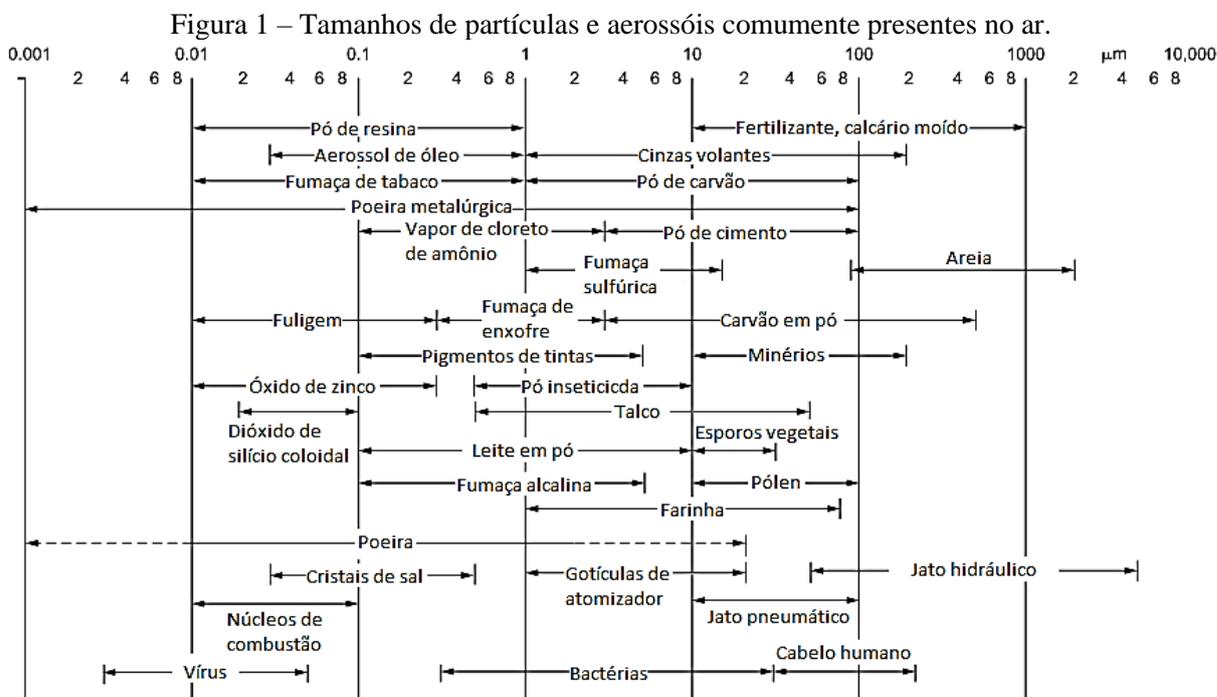
3.1.1 *Material Particulado*

Aerossol é definido como uma suspensão estável de partículas sólidas ou líquidas em um gás e, portanto, corresponde a um sistema de duas fases: as partículas e o gás no qual elas estão suspensas. A estabilidade da suspensão deve durar por pelo menos alguns segundos, mas pode chegar a anos. Material particulado é o nome que se dá às partículas sólidas ou líquidas presentes no aerossol. O termo “aerossol” surgiu por volta de 1920 por analogia com o termo “hidrossol”, que designa uma suspensão estável de partículas sólidas em um líquido (HINDS, 1999).

O material particulado presente no ar provém de diversos processos, naturais ou antropogênicos, e, portanto, partículas dos mais diversos tipos e tamanhos podem ser encontradas na atmosfera, como mostra a Figura 1. Existem diversas fontes de material particulado, como por exemplo: moinhos, correias transportadoras de pó, fornos, caldeiras de combustão e tráfego veicular. Também, em suspensão no ar, podem ser encontradas partículas provenientes do solo, de sal dos oceanos, cinzas vulcânicas, gotículas de água ou partículas de gelo, bem como vírus, bactérias e esporos de fungos. Fenômenos como poeira, fumaça, névoa e neblina são exemplos de aerossóis (HINDS, 1999; ZHANG et al., 2013; SPARKS; CHASE, 2016).

No início do século XX, os aerossóis eram considerados as menores divisões observáveis da matéria, sendo, por isso, o foco das ciências físicas. O estudo dos aerossóis contribuiu para o entendimento do movimento Browniano, para a medição de carga dos elétrons e para o estudo de radiação ionizante. Nas décadas de 1970 e 1980, a crescente preocupação com o meio ambiente e com os efeitos adversos causados pela poluição do ar à saúde humana fizeram crescer a importância da ciência dos aerossóis. A utilização de aerossóis em processos produtivos de alta tecnologia e a preocupação com a contaminação por aerossóis na indústria

de semicondutores cresceram na década de 1980. A partir da década de 1990, as pesquisas voltaram-se às propriedades de partículas ultrafinas, com diâmetros menores que $0,1 \mu\text{m}$, e com os efeitos da poluição atmosférica com material particulado nas mudanças climáticas (HINDS, 1999).



As pesquisas do século XXI têm se concentrado no desenvolvimento de métodos e tecnologias para medição de concentração e de propriedades físicas e químicas de aerossóis (BAUMGARDNER et al., 2011), na caracterização do material particulado presente na atmosfera (LI et al., 2016), nos problemas ambientais causados pela poluição com material particulado (CASAZZA et al., 2018), nas consequências de altas concentrações de partículas na atmosfera para a saúde humana (YANG; ZHANG, 2018; SCHRAUFNAGEL et al., 2019), e no desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias para controle da poluição, tanto para ambientes internos como externos (JAWOREK; KRUPA; CZECH, 2007; ZHANG et al., 2011b; JAWOREK et al., 2019).

O estudo das propriedades de aerossóis tem grande interesse prático, pois tais propriedades influenciam na produção, no transporte e no destino final de poluentes atmosféricos, ajudam a entender fenômenos meteorológicos, como a formação de nuvens, e permitem o desenvolvimento de tecnologias e aplicações comerciais, como a produção de pigmentos e a aplicação de pesticidas. Como as partículas geralmente representam uma porcentagem muito pequena da massa e do volume total do aerossol, as propriedades *bulk* quase

não diferem das propriedades do gás. Dessa forma, o estudo do aerossol deve ser feito a nível microscópico, ou seja, devem ser entendidas as características das partículas, as forças atuando sobre elas, seu movimento, sua interação com o gás e com as demais partículas (HINDS, 1999).

O tamanho das partículas é um dos parâmetros mais importantes para caracterização do aerossol, pois dele dependem as propriedades do aerossol e a natureza das leis que governam essas propriedades. É raro que todas as partículas presentes em um aerossol tenham o mesmo tamanho. Portanto, essa caracterização se dá por meio de uma distribuição de tamanhos. Outra característica importante é o formato das partículas. Partículas líquidas quase sempre têm formato esférico. Partículas sólidas, por sua vez, têm formatos muito diversos e complexos, e, muitas vezes, precisam ser caracterizadas com base em um diâmetro equivalente. Por fim, a densidade da partícula, ou seja, a massa por unidade de volume da partícula, é outra propriedade física de interesse. Ela difere da densidade *bulk* do aerossol e pode ou não ser igual à densidade do material que originou as partículas. Outras propriedades importantes para caracterização de materiais particulados são a rugosidade, a coesividade e a resistividade elétrica (HINDS, 1999; SPARKS; CHASE, 2016).

A propriedade mais comumente medida de aerossóis, e a mais importante com relação à saúde humana e meio ambiente, é a concentração, que pode ser mássica ou numérica. A concentração mássica (g m^{-3} , mg m^{-3} ou $\mu\text{g m}^{-3}$) expressa a massa de material particulado por unidade de volume do aerossol, enquanto a concentração numérica ($\# \text{ m}^{-3}$) é o número de partículas por unidade de volume do aerossol (HINDS, 1999). A OMS define padrões de qualidade do ar, que são níveis de poluição do ar aceitáveis em termos dos potenciais impactos à saúde pública e ao meio ambiente. Para partículas menores que $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), a concentração máxima aceitável é de $15 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos anuais, e $45 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos diários. Para partículas menores que $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$), essa concentração é de $5 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos anuais, e $15 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos diários (WHO, 2021b).

A resolução n. 491/2018 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) estabeleceu os valores máximos de $40 \mu\text{g m}^{-3}$ para PM_{10} em termos anuais, e $120 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos diários. Para $\text{PM}_{2,5}$, as concentrações máximas adotadas foram de $20 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos anuais, e $60 \mu\text{g m}^{-3}$ em termos diários. Tais valores compõem o padrão de qualidade do ar PI-1, em vigor desde a data de publicação da resolução. As concentrações definidas pela OMS, muito menores, são adotadas na resolução do CONAMA como padrão de qualidade final, uma meta a ser alcançada, mas sem nenhum prazo concreto estabelecido (CONAMA, 2018). Em 5 de maio de 2022, o Plenário do Supremo Tribunal Federal (STF) determinou, em resposta a

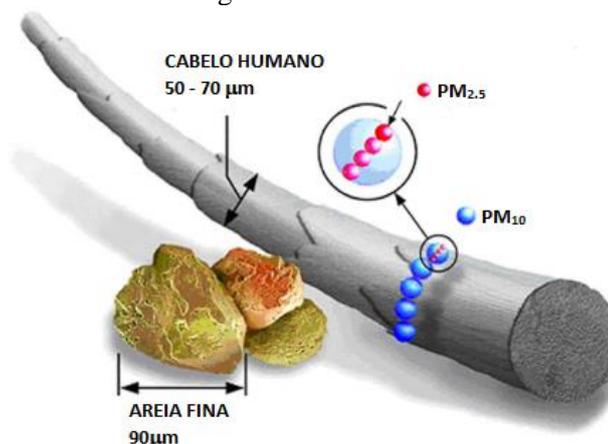
uma ação promovida em 2019 pelo então vice-procurador geral da República, Luciano Mariz Maia, que o CONAMA editasse uma nova resolução em até 24 meses. A ação, julgada procedente pelo STF, sustentou que a resolução atual do CONAMA prevê padrões iniciais muito permissivos e dispõe sobre os valores recomendados pela OMS de forma genérica, permitindo a continuidade de altos níveis de contaminação atmosférica (STF, 2022).

Para fontes fixas de emissão de poluentes atmosféricos, como chaminés industriais, há resoluções específicas do CONAMA a serem seguidas, como a resolução n. 382/2006, que estabelece os limites máximos de emissão (CONAMA, 2006), e a resolução n. 436/2011, que trata dos limites para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 2007 (CONAMA, 2011).

Para os sistemas de despoeiramento de processos de sinterização de indústrias siderúrgicas integradas, por exemplo, o limite máximo para emissão de material particulado estabelecido por ambas as normas é de 70 mg Nm^{-3} . Órgãos de fiscalização e controle estaduais, como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e o Instituto de Energia e Meio Ambiente do Estado do Espírito Santo (IEMA) podem, a seu critério, estabelecer valores ainda mais restritivos para as indústrias operantes em seus respectivos estados.

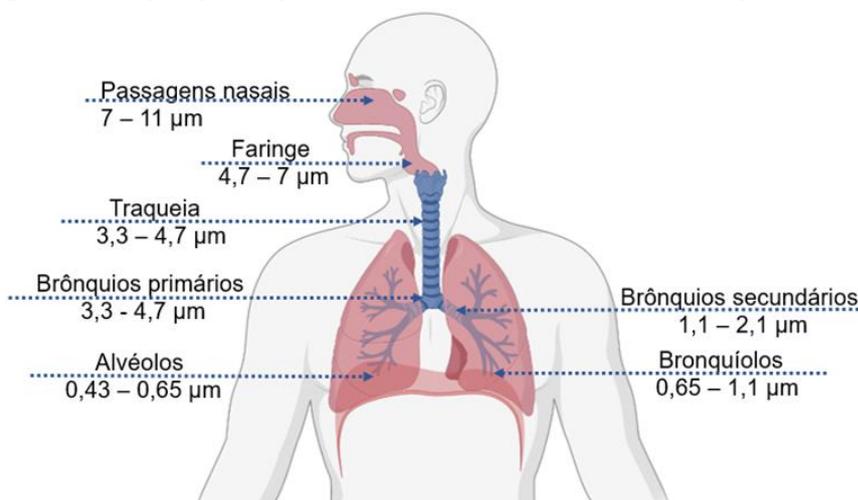
A Figura 2 apresenta uma comparação entre os tamanhos de $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , um fio de cabelo humano, com espessura entre 50 e 70 μm , e grãos de areia fina, com tamanho de aproximadamente 90 μm . Partículas com diâmetros menores que 10 μm podem penetrar nas vias aéreas. Quanto menor seu tamanho, maior a chance de chegarem aos pulmões e atingirem os alvéolos, como mostra a Figura 3. A deposição nos bronquíolos e alvéolos pode afetar a troca gasosa e causar diversos problemas respiratórios (HE et al., 2016). Ao atingirem os alvéolos, há a possibilidade das partículas passarem para o sistema circulatório e serem, então, transportadas pelo sangue para todo o corpo, podendo estar relacionadas ao desenvolvimento de doenças cardíacas, derrames, cânceres (BURNETT et al., 2014; KIM; KABIR; KABIR, 2015; LELIEVELD et al., 2015; MENG et al., 2016; SCHRAUFNAGEL et al., 2019), pré-eclâmpia (DADVAND et al., 2013; LIU et al., 2020), aterosclerose (WILKER et al., 2013; LIU et al., 2020), alterações na microcirculação sanguínea (LOUWIES et al.; 2013) e à diminuição de funções cognitivas em crianças e adultos (POWER et al., 2011; SUNYER et al., 2015; AILSHIRE; KARRAKER; CLARKE, 2017). Além disso, microrganismos patogênicos podem estar aderidos ao $\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10} , e, uma vez em contato com o corpo humano, provocar doenças alérgicas e a disseminação de doenças respiratórias, como a COVID-19 (CAO et al., 2014; ZHANG; HSIEH, 2020).

Figura 2 – Comparação entre os tamanhos de $PM_{2,5}$, PM_{10} , espessura de um fio de cabelo humano e grão de areia fina.



Fonte: Adaptado de KIM; KABIR; KABIR (2015).

Figura 3 – Deposição de partículas de tamanhos variados no corpo humano.



Fonte: Adaptado de KIM; KABIR; KABIR (2015).

Altas concentrações de material particulado no ar estão relacionadas também a alterações no nível de iluminação solar, mudanças climáticas, diminuição da visibilidade, nevoeiros, contaminação de rios e lagos, e diversos outros prejuízos a ecossistemas e produções agrícolas. Estudos mostram que alterações climáticas provocadas por concentrações elevadas de material particulado, como o nevoeiro, podem afetar até mesmo o humor das pessoas e aumentar a incidência de depressão (GAO et al., 2017; LIU et al., 2020).

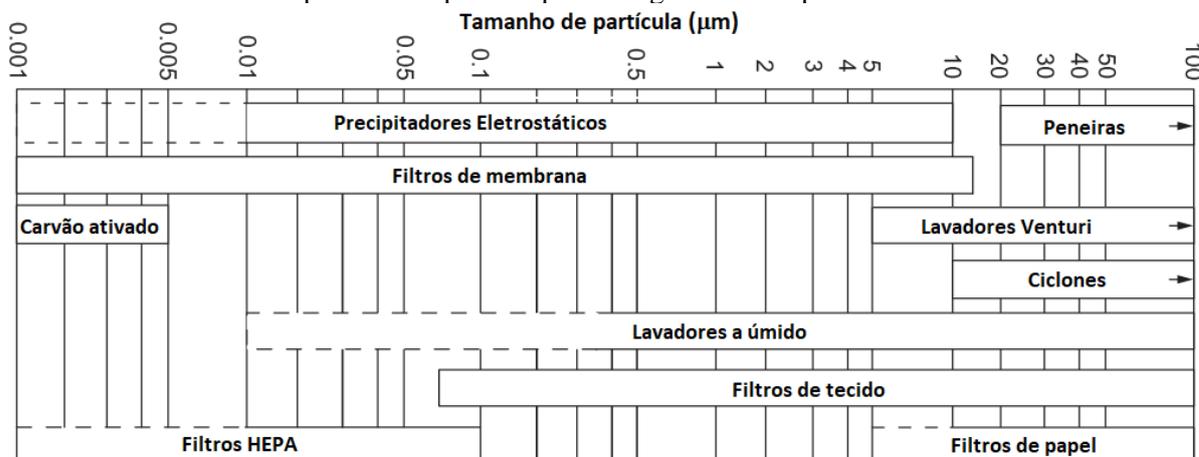
3.1.2 Equipamentos de Controle de Poluição do Ar

O controle da emissão de material particulado pelas indústrias é de extrema importância para a preservação do meio ambiente e da saúde humana. Do ponto de vista econômico, além de evitar multas e demais punições que podem ser aplicadas pelos órgãos fiscalizadores, a indústria ainda pode se beneficiar com a recuperação do material que seria

perdido nas correntes gasosas residuais lançadas na atmosfera e também com a valorização de sua marca perante o mercado consumidor, cada vez mais consciente acerca dos impactos negativos da poluição do ar. Tais fatores são estímulos ao investimento em equipamentos de controle que recuperem o material particulado de forma eficiente.

Os principais equipamentos utilizados para coleta do material particulado presente em correntes gasosas são apresentados na Figura 4. A escolha do equipamento mais adequado a cada processo depende, primeiramente, da faixa de tamanho das partículas presentes no aerossol. Por exemplo, lavadores venturi e ciclones são utilizados para separação de partículas grosseiras, enquanto precipitadores eletrostáticos são aplicados a aerossóis com material particulado mais fino, com tamanho abaixo de 10 μm . Filtros de mangas podem ser utilizados para coleta de material particulado em uma ampla faixa de tamanho, podendo apresentar eficiências de coleta de 99,99 % para partículas submicrométricas, dependendo da membrana ou tecido utilizado na fabricação das mangas (SPARKS; CHASE, 2016).

Figura 4 – Principais equipamentos de controle de poluição do ar e faixas de tamanho de material particulado para as quais são geralmente aplicados.



Fonte: Adaptado de SPARKS; CHASE (2016).

Nos subtópicos 3.1.3 e 3.1.4, estão detalhados as principais características e os princípios de funcionamento de precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas, respectivamente. A combinação dos princípios de funcionamento dos dois equipamentos deu origem ao desenvolvimento dos filtros híbridos, que são o foco deste trabalho.

3.1.3 Precipitador Eletrostático

Neste subtópico, estão apresentados o panorama histórico de desenvolvimento do precipitador eletrostático, suas aplicações industriais, os aspectos gerais de seu funcionamento, os fenômenos envolvidos na operação, as características do gás e do material

particulado que influenciam a operação, e os principais modelos utilizados na prática para estimar a eficiência de coleta de partículas.

3.1.3.1 Breve histórico, aplicações e aspectos gerais

A base teórica que sustentou o desenvolvimento de precipitadores eletrostáticos começou a ser construída por volta do ano 600 a.C., quando Tales de Mileto observou o fenômeno de atração eletrostática entre o âmbar, após este ser esfregado com a pele ou com lã de animais, e objetos leves, como penas e fibras. Mil anos depois, William Gilbert compilou uma série de materiais elétricos e não-elétricos, ou seja, que podiam ou não ser carregados. Em 1732, Stephen Gray verificou a existência de dois tipos de cargas, que hoje são denominadas positivas e negativas. Cem anos depois, Faraday propôs sua teoria atômica de eletricidade, e Coulomb chegou à teoria da relação de cargas, separação de cargas estáticas e forças de atração (CHEREMISINOFF, 1993).

O primeiro dispositivo de precipitação eletrostática que obteve sucesso foi desenvolvido por George Cottrell, em 1907, e aplicado na coleta de vapores de ácido sulfúrico. Em 1911, o precipitador foi utilizado pela primeira vez em uma indústria de cimento. Após a instalação da primeira usina de geração de vapor por queima de carvão pulverizado, na década de 1920, e a conseqüente expansão da indústria de geração de energia, os precipitadores eletrostáticos ganharam popularidade e foram quase que universalmente utilizados para controle de emissão de material particulado nesse setor durante todo o século XX. Inicialmente, a maior preocupação das indústrias era com a recuperação de material, que, sem o precipitador eletrostático, seria perdido para a atmosfera. Mais tarde, o foco passou a ser o controle de emissão de material particulado de forma a atender às legislações ambientais, cada vez mais rigorosas (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

Além das plantas de geração de energia a partir da queima de combustíveis e indústrias de cimento, os precipitadores eletrostáticos passaram a ser também amplamente utilizados no setor de papel e celulose, em incineradores, metalúrgicas e siderúrgicas. Dentre as características responsáveis pela sua ampla utilização, estão a alta eficiência de coleta de material particulado e a flexibilidade de operação, visto que flutuações na vazão de gás e na concentração de material particulado não afetam de maneira significativa a eficiência de coleta. Além disso, a operação oferece baixa resistência ao escoamento do gás, ou seja, há baixa queda de pressão, o que requer baixa potência de ventiladores, refletindo em economia de energia e menores níveis de ruído. Precipitadores eletrostáticos podem ser utilizados para tratar gases a

altas temperaturas e apresentam custos de operação e manutenção reduzidos, em comparação com outros sistemas de controle de poluição, como filtros de mangas. Geralmente, a vida útil do equipamento ultrapassa vinte anos (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

Uma das limitações do equipamento é o fato de que apenas partículas sólidas são coletadas. Ou seja, gases como dióxido de enxofre e cloreto de hidrogênio, que também representam preocupação do ponto de vista ambiental, não são separados. Outro ponto negativo é que seu uso é restrito a gases não explosivos, devido às faíscas elétricas inerentes ao seu funcionamento. Além disso, o custo de instalação é alto, se comparado a equipamentos mais simples de controle de poluição (CHEREMISINOFF, 1993).

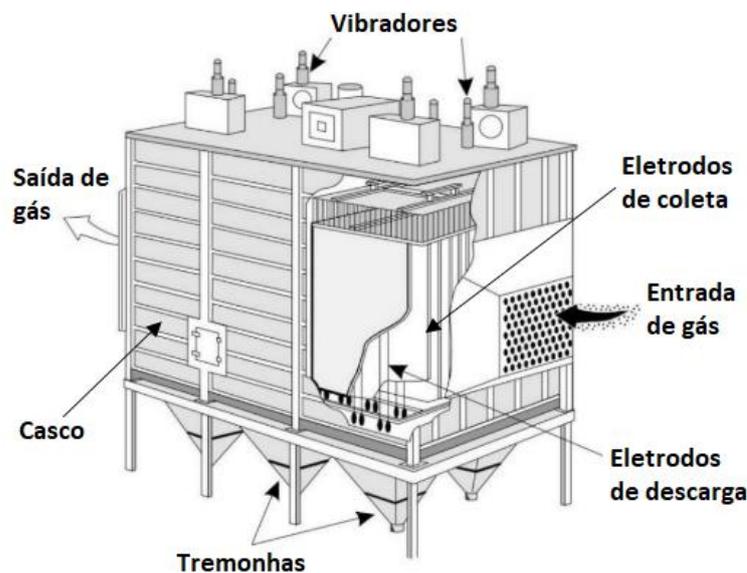
Um precipitador eletrostático industrial, como o apresentado na Figura 5, pode ter dimensões de até cerca de 25 metros, tanto no comprimento como na largura e altura (SUNSUNGS, 2020). Os componentes básicos do equipamento estão mostrados na Figura 6. Os eletrodos de descarga são, geralmente, fios de aço, cobre, titânio ou alumínio, mas também podem ter o formato de placas. Os eletrodos de coleta mais utilizados são placas de aço ou outras ligas metálicas, com espessuras de 0,05 a 0,20 cm. A remoção do material particulado coletado nas placas é realizada por meio de vibradores ou batedores. Na parte inferior do equipamento, estão as tremonhas, que recebem o material particulado despreendido das placas. Outro componente fundamental dos precipitadores eletrostáticos é o sistema elétrico para produção de alta voltagem (NEUNDORFER, 2020).

Figura 5 – Precipitador eletrostático industrial.



Fonte: NEUNDORFER (2020).

Figura 6 – Esquema de um precipitador eletrostático do tipo placa-fio e seus componentes.



Fonte: Adaptado de OLIVEIRA (2019).

A configuração apresentada na Figura 6 é de um precipitador do tipo placa-fio, no qual as placas coletoras são dispostas paralelamente umas às outras, e os eletrodos de descarga são fios localizados entre as placas. Outra possibilidade é o precipitador do tipo tubo-fio, no qual os eletrodos de coleta são tubos verticais, e os eletrodos de descarga são dispostos de forma coaxial com a linha central dos tubos. A entrada de gás é, geralmente, por baixo dos tubos (CHERMISINOFF, 1993; PARKER, 1997, 2003; SEVILLE, 1997).

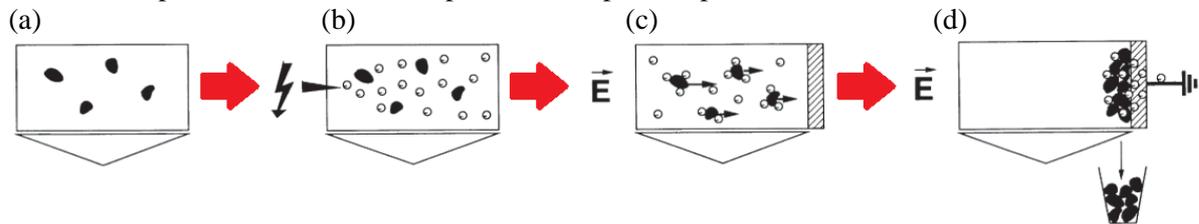
A configuração tubo-fio apresenta como vantagem uma melhor distribuição de campo elétrico sobre toda a área do eletrodo de coleta, que é a superfície interna dos tubos, o que melhora a performance da precipitação. Entretanto, como apenas a superfície interna é utilizada para coleta, o custo de instalação tende a ser maior que o da configuração placa-fio, na qual os dois lados das placas são aproveitados. A limpeza dos tubos, geralmente, é mais efetiva quando realizada por meio de um filme líquido que escorre no interior dos tubos para a base do equipamento. Por este motivo, atualmente, o uso da configuração tubo-fio se restringe a processos a úmido. Industrialmente, a configuração placa-fio com limpeza por vibração ou batimento das placas é preferível, pois não há consumo e poluição de água, a corrosão do precipitador é reduzida, e o material coletado pode ser prontamente retornado ao processo (CHERMISINOFF, 1993; PARKER, 1997, 2003; SEVILLE, 1997).

3.1.3.2 Fenômenos envolvidos na operação

O precipitador eletrostático remove o material particulado presente na corrente gasosa por meio do carregamento elétrico das partículas, que acontece quando o gás a ser

tratado passa pelo campo elétrico gerado entre os eletrodos de descarga e de coleta. As partículas carregadas são desviadas do escoamento e migram em direção ao eletrodo de coleta. As etapas fundamentais do processo estão ilustradas esquematicamente na Figura 7 e consistem em: geração de transportadores de carga (b), carregamento das partículas, com conseqüente desvio do escoamento e migração para o eletrodo de coleta (c), deposição das partículas no eletrodo de coleta e posterior remoção por vibração ou batimento (d). Nesta figura, a direção do escoamento do gás é perpendicular ao plano do desenho (PARKER, 1997; SPARKS; CHASE, 2016).

Figura 7 – Ilustração do processo de separação em precipitadores eletrostáticos: a) escoamento do gás no interior do equipamento; b) geração de transportadores de carga; c) carregamento e desvio das partículas; d) coleta das partículas na placa e, posteriormente, na tremonha.



Fonte: Adaptado de PARKER (1997).

A vista esquemática superior da região do equipamento compreendida entre duas placas coletoras é apresentada na Figura 8, onde podem ser visualizados os eletrodos de descarga, as linhas de campo elétrico e a camada de pó que se forma nos eletrodos de coleta (PARKER, 1997; SPARKS; CHASE, 2016).

Figura 8 – Vista esquemática superior da região do precipitador eletrostático do tipo placa-fio compreendida entre duas placas coletoras.



Fonte: Adaptado de OLIVEIRA (2019).

A primeira etapa do processo é a geração de transportadores de carga, os íons, por meio da descarga corona, fenômeno que descreve a ionização de moléculas do gás por meio da colisão de elétrons em regiões de forte campo elétrico. Para que o fenômeno aconteça, é necessário que seja aplicada uma diferença de potencial elétrico mínima entre os eletrodos, chamada tensão de início da corona, cujo valor depende da geometria do equipamento e das

condições do gás. Pode-se, então, detectar uma corrente elétrica entre os eletrodos, que aumenta com o aumento da diferença de potencial, até que haja formação de arco elétrico, ou faísca, e consequente ruptura do gradiente de tensão. Este ponto é conhecido como tensão de faísca ou ruptura (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

O campo elétrico na região próxima ao eletrodo de descarga, conhecida como região ativa, é extremamente alto e provoca o excitação de qualquer elétron livre que estiver nessa região. Tais elétrons adquirem energia suficiente para se moverem rapidamente e colidirem com moléculas do gás. Na colisão, mais elétrons são liberados, provocando uma reação em cadeia conhecida como avalanche de elétrons, responsável pela ionização do gás. A aplicação de tensão negativa nos eletrodos de descarga, conhecida como corona negativa, é mais utilizada industrialmente, devido à menor tensão necessária para o início da corona e à maior tensão de ruptura. À medida que as partículas presentes na corrente gasosa entram na região do campo elétrico gerado pela diferença de potencial entre os eletrodos, são carregadas eletricamente por meio de dois mecanismos: carregamento por campo e carregamento por difusão. O carregamento ocorre na zona passiva, região entre o limite da zona ativa e o eletrodo de coleta (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

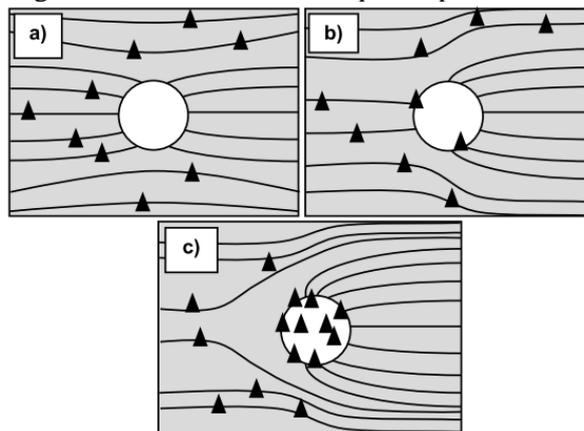
O carregamento por campo é o mecanismo predominante em partículas maiores. As partículas causam uma distorção localizada do campo elétrico (Figura 9a). Os íons negativos gerados pela descarga corona deslocam-se na direção do máximo gradiente de tensão, ou seja, em direção ao eletrodo de coleta, seguindo as linhas de campo. Como algumas linhas de campo interceptam a partícula, alguns íons colidem com a partícula e a carregam gradualmente (Figura 9b). O processo continua até que a carga na superfície da partícula seja suficiente para desviar as linhas de campo elétrico da partícula, o que evita que novos íons colidam com a partícula (Figura 9c). Nesse momento, a partícula é dita saturada (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

Os íons são mantidos na superfície da partícula por meio de uma força de imagem gerada na partícula, conforme mostra a Figura 10. A aproximação do íon faz com que as cargas existentes no interior da partícula se separem, gerando uma força de atração entre o íon e a partícula (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

Por sua vez, o carregamento por difusão não depende da existência de um campo elétrico externo, e predomina em partículas menores. Nesse mecanismo, a colisão entre íons do gás e as partículas acontece devido ao movimento randômico dos íons na corrente gasosa em

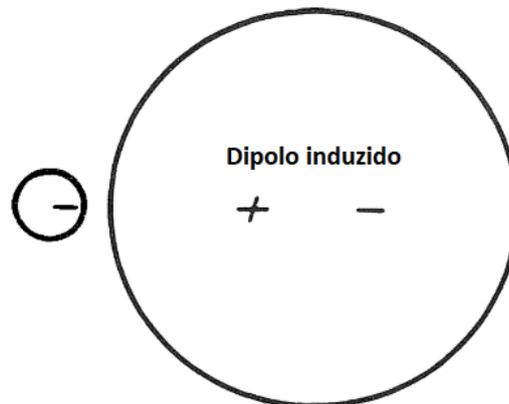
consequência dos efeitos da temperatura, conhecido como movimento Browniano. Há uma certa divergência na literatura sobre as faixas de tamanho de partículas nas quais há atuação majoritária de um ou outro mecanismo de carregamento.

Figura 9 – Mecanismo de carregamento por campo: a) partícula não carregada na região do campo elétrico; b) processo de carregamento por campo; c) partícula saturada. Os triângulos representam íons negativos, e seu fluxo é da esquerda para a direita.



Fonte: OLIVEIRA (2019).

Figura 10 – Indução de carga na partícula devido à aproximação do íon negativo.



Fonte: Adaptado de CHEREMISINOFF (1993).

Segundo Cheremisinoff (1993), o carregamento por campo predomina em partículas maiores que $0,25 \mu\text{m}$, enquanto o carregamento por difusão atua de maneira efetiva em partículas menores que $0,10 \mu\text{m}$. De acordo com Seville (1997), esses valores são $1,00$ e $0,10 \mu\text{m}$, respectivamente. Parker (2003) cita os tamanhos de $1,00$ e $0,20 \mu\text{m}$. De fato, o que é importante ressaltar é que todas as partículas estão sujeitas ao carregamento pela combinação entre os dois mecanismos, e seu tamanho influencia a predominância de uma ou outra forma de carregamento (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; PARKER, 2003).

As partículas carregadas são desviadas da direção original de escoamento e migram, por atuação da força eletrostática, em direção ao eletrodo de coleta. Assim que atingem a superfície do eletrodo de coleta, são mantidas por uma combinação entre as forças de Van der

Waals e de atração eletrostática. Como o eletrodo de coleta está aterrado, a partícula pode, então, perder sua carga elétrica, ficando retida apenas por interação de Van der Waals. A remoção periódica dessas partículas é fundamental para que o processo de precipitação eletrostática continue acontecendo (PARKER, 2003).

Em processos a seco, essa remoção é feita mecanicamente, por vibração ou batimento das placas. A frequência e intensidade da remoção devem ser selecionadas de forma que camadas inteiras de material particulado se desprendam das placas e, por ação da força gravitacional, atinjam as tremonhas. Altas frequências e intensidades são indesejadas, pois podem fazer com que as camadas de pó se desintegrem completamente, aumentando a possibilidade de arraste das partículas desprendidas pela corrente gasosa. Além disso, o desgaste do equipamento é intensificado (PARKER, 2003).

Na maioria das aplicações industriais, todos os fenômenos descritos neste subtópico acontecem em uma única seção do equipamento, e os precipitadores eletrostáticos assim construídos são chamados de precipitadores de simples estágio. Outra possibilidade é o precipitador de duplo estágio, no qual as etapas de geração de transportadores de carga e carregamento das partículas ocorrem em uma primeira câmara, enquanto as etapas de migração das partículas, deposição nas placas e coleta nas tremonhas acontecem na segunda câmara (PARKER, 1997).

3.1.3.3 Características do gás e do material particulado que influenciam a operação

A composição do gás é um dos fatores que pode afetar a operação do precipitador eletrostático. A presença de gases eletropositivos ou eletronegativos é prejudicial ao funcionamento do equipamento, já que eles prontamente absorvem ou repelem íons negativos. É desejável que o gás seja suficientemente isolante, de forma a manter o campo elétrico no interior do equipamento. Esta condição é atendida na maioria dos processos industriais (PARKER, 2003).

Outra variável importante é a vazão do gás a ser tratado. O precipitador deve ser projetado de forma que a velocidade do gás não seja tão alta a ponto de fazer com que as partículas se desprendam dos eletrodos de coleta e voltem para o seio do escoamento, nem tão baixa a ponto de intensificar a coleta apenas no início das placas e causar, assim, uma distorção no campo elétrico. Ambas as situações provocam diminuição na eficiência de coleta do material particulado. Valores tipicamente utilizados para esta velocidade estão por volta de $1,5 \text{ m s}^{-1}$ (PARKER, 2003).

A temperatura e a composição do gás determinam sua densidade e viscosidade, e estes parâmetros influenciam a operação de precipitação eletrostática. A migração das partículas carregadas em direção ao eletrodo de coleta é retardada pelos efeitos da densidade e da viscosidade do gás. De acordo com a lei dos gases ideais, o aumento da temperatura faz com que a densidade do gás diminua, aumentando a distância entre as moléculas do gás. Conseqüentemente, o caminho livre médio das moléculas do gás, definido como a distância percorrida pela molécula entre duas colisões sucessivas, aumenta. Outro parâmetro que aumenta em consequência da diminuição da densidade é a mobilidade dos íons do gás, definida como a razão entre a velocidade do íon e a intensidade do campo elétrico que gera seu movimento. Dessa forma, os fenômenos envolvidos na precipitação eletrostática seriam favorecidos. Por outro lado, a viscosidade do gás aumenta com o aumento da temperatura. O aumento da viscosidade prejudica a precipitação, à medida que a força de arraste atuando nas partículas carregadas aumenta, podendo se sobrepor à força de atração eletrostática (SEVILLE, 1997; PARKER, 2003).

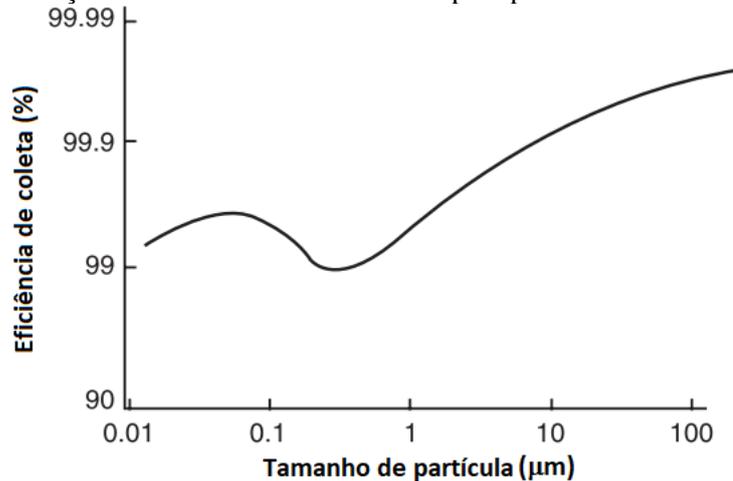
O maior impacto da composição do material particulado no desempenho do precipitador eletrostático está relacionado à resistividade elétrica das partículas. Quando as partículas encontram o eletrodo de coleta, que está aterrado, elas perdem sua carga elétrica. A rapidez com que essa perda ocorre é determinada pela resistividade elétrica do material particulado. Partículas com baixas resistividades elétricas, menores que $10^2 \Omega \text{ m}$, descarregam rapidamente, assumindo a mesma carga da placa coletora, e podem, então, ser facilmente repelidas de volta ao escoamento do gás, pelo qual são arrastadas (SEVILLE, 1997; PARKER, 2003).

Já partículas com altas resistividades elétricas, maiores que $10^8 \Omega \text{ m}$, não perdem sua carga ao serem coletadas e, à medida que a camada de material particulado é construída na superfície da placa, a diferença de tensão responsável pela precipitação diminui. Além disso, o excesso de carga no interior da camada de pó pode levar ao surgimento de um campo elétrico de alta intensidade no meio poroso. Em casos extremos, pode ocorrer o fenômeno conhecido como corona reversa, uma série de descargas elétricas no ar localizado entre os espaços das partículas. Portanto, tanto valores muito baixos como muito altos de resistividade elétrica são prejudiciais ao desempenho do precipitador eletrostático (SEVILLE, 1997; PARKER, 2003).

O tamanho das partículas também exerce grande influência sobre o desempenho da precipitação eletrostática. A Figura 11 apresenta uma curva típica de eficiência de coleta

fracionária em função do tamanho da partícula. Nota-se que há uma região de baixa eficiência para partículas ao redor de 0,5 μm . Partículas nessa faixa de tamanho são muito pequenas para que o carregamento por campo seja eficiente e, ao mesmo tempo, muito grandes para que o carregamento por difusão tenha atuação predominante (PARKER, 2003).

Figura 11 – Relação entre eficiência de coleta do precipitador e tamanho da partícula.



Fonte: Adaptado de PARKER (2003).

3.1.3.4 Eficiência de coleta

Embora o precipitador eletrostático venha sendo utilizado para coleta de material particulado por mais de um século, ainda não é possível desenvolver seu projeto com base em equações fenomenológicas. Na prática, o projeto é feito a partir de observações empíricas e dados de operação de outras plantas. A relação entre a eficiência de coleta, η_{ESP} , a vazão volumétrica do gás a ser tratado, Q , e a área de coleta requerida, A_{ESP} , é dada pela Equação 1, proposta por Deutsch e Anderson, onde w_p é a velocidade de migração da partícula. Essa equação não tem uma base fenomenológica e foi proposta como uma forma de auxiliar na predição da eficiência de coleta e de se comparar o desempenho de precipitadores (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003).

$$\eta_{ESP} = 1 - \exp\left(-w_p \frac{A_{ESP}}{Q}\right) \quad (1)$$

Para chegar a esta relação, foram assumidas hipóteses de que o escoamento é infinitamente turbulento, o que promove uma distribuição homogênea das partículas na corrente gasosa, as partículas são completamente carregadas e a velocidade do gás é uniforme. Apesar de nenhuma dessas hipóteses serem encontradas na prática, a Equação de Deutsch-Anderson é muito utilizada devido a sua simplicidade e boa aproximação com resultados reais. Um modelo

semelhante e também amplamente utilizado na prática foi proposto por Matts e Ohnfeldt (Equação 2) a partir da observação de que aumentos na eficiência de coleta requeriam maiores aumentos na área de coleta que aqueles estimados pelo modelo de Deutsch-Anderson. Na Equação 2, k_{ESP} é uma constante usualmente entre 0,4 e 0,6 (PARKER, 2003; SANZ et al., 2015).

$$\eta_{ESP} = 1 - \exp \left[-w_p \left(\frac{A_{ESP}}{Q} \right)^{k_{ESP}} \right] \quad (2)$$

A velocidade de migração das partículas é difícil de ser estimada a partir de uma base puramente teórica. Na prática, a eficiência mássica de coleta é obtida experimentalmente em equipamentos em escala de bancada ou piloto, por meio da medição da concentração mássica de material particulado na entrada, C_{in} , e na saída, C_{out} , do precipitador eletrostático (Equação 3). Então, a velocidade de migração efetiva é calculada por meio de um dos modelos apresentados (Equações 1 e 2). Uma vez determinada a velocidade de migração, a área de coleta necessária no processo em escala industrial com vazão real de gás a ser tratado pode ser estimada para qualquer eficiência de coleta desejada (CHEREMISINOFF, 1993; PARKER, 2003; SANZ et al., 2015).

$$\eta_{ESP} = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \quad (3)$$

3.1.4 Filtro de Mangas

Este subtópico apresenta um breve histórico do desenvolvimento do filtro de mangas, suas aplicações e princípios de funcionamento, os tipos de materiais filtrantes utilizados, as características do gás e do material particulado que influenciam a operação, e as principais equações utilizadas para descrever a eficiência dos mecanismos de coleta e a queda de pressão através do filtro.

3.1.4.1 Breve histórico, aplicações e aspectos gerais

Filtração consiste na separação física de um ou mais componentes suspensos ou dissolvidos em um fluido, por meio da passagem desse fluido através de uma barreira que seja permeável apenas a alguns desses componentes. A esta barreira é dado o nome de material filtrante (PURCHAS; SUTHERLAND, 2002). A utilização de pedaços de pano para barrar partículas de poeira e outros poluentes presentes em correntes gasosas data de milhares de anos. Viajantes do deserto cobriam o rosto com tecidos para se protegerem de tempestades de areia,

médicos usavam gaze quando em contato com infecções contagiosas, mineradores utilizavam pedaços de pano para evitar a inalação de material particulado (CHEREMISINOFF, 1993).

Todas essas formas primitivas de filtração tinham como objetivo comum a proteção da saúde humana. Mais tarde, provavelmente nas indústrias de fundição e refino de metais, esse tipo de filtração começou a ser aplicada na recuperação de material com alto valor agregado que era perdido para atmosfera. Os tecidos eram costurados no formato de mangas que, uma vez repletas de material particulado, eram agitadas e limpas manualmente para que voltassem a ser utilizadas (CHEREMISINOFF, 1993).

Os primeiros mecanismos automáticos de agitação para limpeza das mangas foram desenvolvidos no início do século XX pelas próprias empresas que utilizavam as mangas em seus processos. Ainda nas primeiras décadas do século, começaram a surgir empresas especializadas no desenvolvimento e fabricação de mangas filtrantes e sistemas de limpeza por agitação ou fluxo de ar reverso. Em 1957, foi desenvolvido o sistema de limpeza por jato de ar pulsante, amplamente utilizado até hoje (CHEREMISINOFF, 1993).

Depois, o avanço da tecnologia se deu com o desenvolvimento de fibras sintéticas, que passaram a permitir a utilização do filtro de mangas para tratamento de gases a altas temperaturas e com altas concentrações de ácidos e álcalis, já que o algodão e a lã utilizadas na construção das mangas primitivas limitavam seu uso a processos com condições mais brandas de temperatura e composição química. De forma semelhante com o que ocorreu com precipitadores eletrostáticos, o aumento da preocupação com os efeitos da poluição ambiental na saúde humana e no meio ambiente e o endurecimento gradual das legislações ambientais a partir da segunda metade do século XX impulsionaram o desenvolvimento e a utilização dos filtros de mangas (CHEREMISINOFF, 1993).

Atualmente, graças ao recente desenvolvimento da tecnologia têxtil, o filtro de mangas é considerado um dos métodos mais eficientes para limpeza de gases industriais, com eficiências de coleta de material particulado geralmente superiores a 99 %. Até mesmo partículas muito finas podem ser coletadas de maneira eficiente, dependendo do material filtrante utilizado para fabricação das mangas. Por essa razão, esse equipamento tem ganhado cada vez mais popularidade e vem sendo utilizado nos mais diversos setores industriais, apesar de apresentar elevados custos de operação e manutenção (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010; JAWOREK et al., 2019).

O alto custo de operação está relacionado primordialmente à elevada queda de pressão da operação de filtração, de até cerca de 2 kPa. A queda de pressão aumenta conforme o material particulado se deposita nas mangas e, dessa forma, energia adicional é necessária para manter a vazão constante de gás através das mangas. O custo de manutenção, por sua vez, está ligado à substituição periódica das mangas, necessária sempre que estas se aproximam do fim de sua vida útil (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010; JAWOREK et al., 2019).

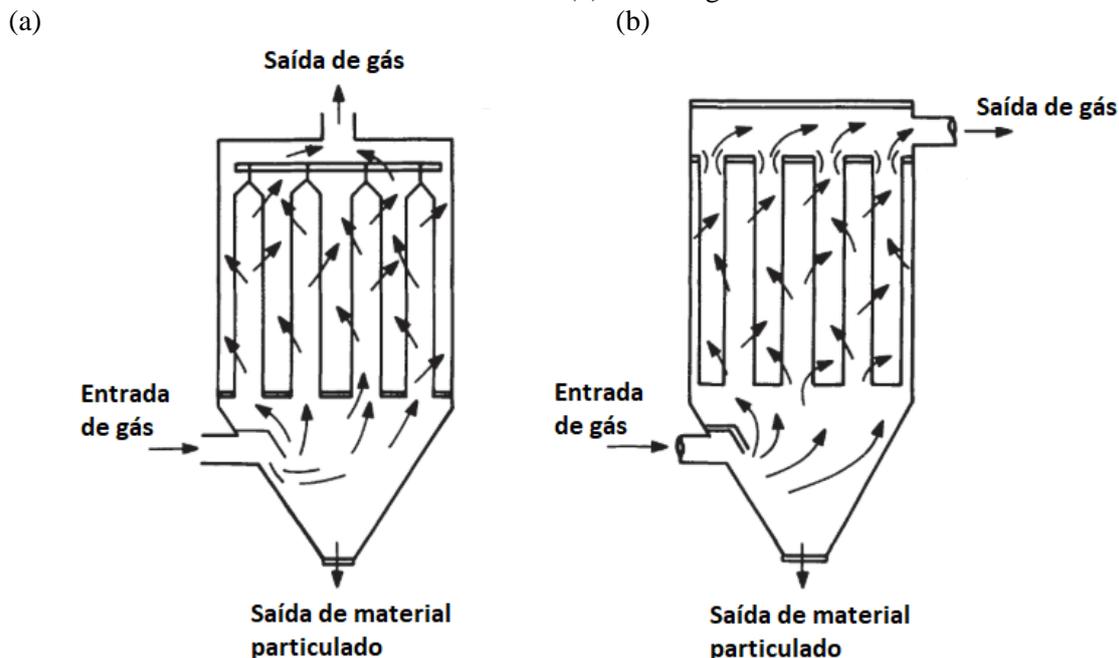
A Figura 12 apresenta um filtro de mangas industrial, cujas mangas podem apresentar comprimento de cerca de um até mais de dez metros (PARK et al., 2019; DELTA DUCON, 2020) e diâmetros na faixa de 0,15 a 0,30 m (SEVILLE, 1997). Duas possíveis configurações básicas do equipamento são apresentadas esquematicamente na Figura 13. Nos dois casos, as mangas são abertas em apenas uma das extremidades, e essa extremidade é fixada a uma chapa metálica, que divide os compartimentos sujo e limpo. No primeiro caso (Figura 13a), as mangas são abertas em sua extremidade inferior, o sentido do escoamento do gás é de dentro para fora das mangas, e o material particulado é retido na superfície interna das mangas. No segundo caso (Figura 13b), a extremidade aberta das mangas é a superior, o gás escoo de fora para dentro das mangas, e o material particulado é retido na superfície externa. Em ambas as configurações, o material particulado se acumula nas tremonhas existentes na parte inferior do equipamento (SEVILLE, 1997).

Figura 12 – Filtro de mangas industrial.



Fonte: DELTA DUCON (2020).

Figura 13 – Esquemas de filtros de mangas com coleta de material particulado na superfície interna (a) e externa (b) das mangas.



Fonte: Adaptado de SEVILLE (1997).

A operação periódica de limpeza das mangas, também chamada de regeneração, é realizada com base no tempo de operação ou na queda de pressão do filtro. A regeneração das mangas pode ser feita basicamente por três mecanismos: agitação mecânica, fluxo de ar reverso e jato de ar pulsante. Qualquer que seja o método utilizado, o objetivo da limpeza é fornecer energia suficiente para quebrar as forças de adesão entre a torta de material particulado e as fibras ou as forças de coesão entre as partículas (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; SPARKS; CHASE, 2016).

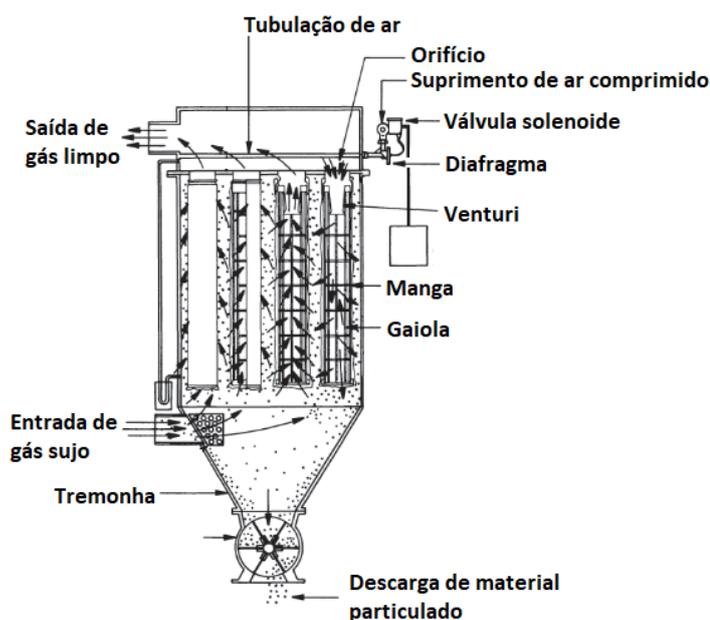
A agitação mecânica foi o mecanismo utilizado originalmente para regeneração das mangas. Os principais parâmetros envolvidos na operação são a frequência, a amplitude e a duração da agitação. Geralmente, as mangas são abertas na extremidade inferior e a filtração acontece de dentro para fora das mangas. A agitação é realizada da extremidade superior e o material particulado desprendido deposita-se nas tremonhas por ação da força gravitacional (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; SPARKS; CHASE, 2016).

Nos filtros de mangas com limpeza por fluxo de ar reverso, a alimentação de gás é interrompida e um fluxo de ar a baixa pressão é introduzido no sentido oposto ao da filtração. Consiste em uma maneira menos intensa de regenerar as mangas e, portanto, permite que sejam utilizados materiais filtrantes menos resistentes à abrasão, como fibra de vidro. As mangas são, geralmente, compartimentalizadas, para que a limpeza de cada compartimento seja feita de

maneira sequencial e permita, dessa forma, a operação contínua do sistema. A fonte de ar para limpeza é, geralmente, um sistema de ventilação separado com capacidade de suprir ar limpo e seco a um ou dois compartimentos a uma razão ar-pano igual ou superior a do gás a ser filtrado (CHEREMISINOFF, 1993; TURNER et al., 2002).

Por sua vez, o sistema de limpeza por jato de ar pulsante utiliza um pulso de ar comprimido a alta pressão, por volta de 7 bar. O pulso é realizado em sentido oposto ao escoamento do gás, costuma ter duração de até 300 ms e é gerado a partir de uma tubulação localizada acima das mangas, no compartimento de ar limpo, pela ação rápida de uma válvula solenoide sobre uma válvula de diafragma, conforme ilustrado esquematicamente pela Figura 14. A tubulação de ar comprimido contém orifícios de 6 a 12 mm de diâmetro localizados imediatamente acima das mangas. O jato de alta pressão provoca uma expansão repentina da manga, fazendo com que a torta de material particulado se desprenda. Geralmente, um tubo de Venturi é instalado na extremidade da manga para otimizar a limpeza. A regeneração das mangas pode ser feita sem interrupção da vazão de gás e, conseqüentemente, de maneira mais frequente que a limpeza por agitação mecânica e fluxo de ar reverso. Por se tratar de um método de limpeza muito vigoroso, materiais filtrantes de feltro (não-tecidos) são mais recomendados para este tipo de filtro. A regeneração por jato de ar pulsante é o mecanismo mais utilizado atualmente em filtros de mangas (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010).

Figura 14 – Filtro de mangas com limpeza por jato de ar pulsante.



Fonte: Adaptado de SEVILLE (1997).

3.1.4.2 *Materiais filtrantes*

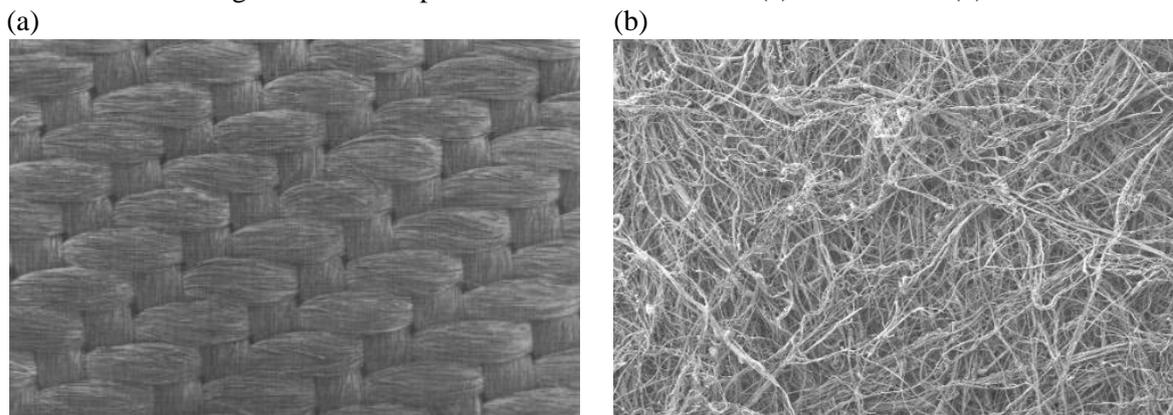
As fibras têxteis, que constituem a base de um meio filtrante, podem ser classificadas como naturais ou sintéticas. Fibras naturais provêm de fontes vegetais (algodão, linho, juta e celulose) ou animais (seda e lã) e seu diâmetro, geralmente menor que um milímetro, é determinado pela fonte que as gerou. Fibras sintéticas, por sua vez, são fabricadas principalmente por processos de extrusão a partir do estado fundido ou de soluções e podem apresentar diâmetros muito variados, dependendo das variáveis selecionadas no processo de fabricação (DONOVAN, 1985; PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; SPARKS; CHASE, 2016).

A escolha da fibra adequada para produção do meio filtrante deve levar em conta diversos fatores: a fibra deve suportar temperaturas maiores que as temperaturas do processo e resistir à degradação provocada pela exposição a ácidos, álcalis, solventes, agentes oxidantes e água presentes no gás a ser tratado. Além disso, deve conferir ao material filtrante alta eficiência de coleta e baixa queda de pressão. Atualmente, graças ao desenvolvimento da indústria têxtil, fibras sintéticas vêm substituindo as fibras naturais, e são as mais utilizadas na fabricação de meios filtrantes (THEODORE, 2008).

Dependendo da forma utilizada para construir o meio filtrante a partir das fibras, o material é classificado como tecido ou não-tecido. Na fabricação de meios filtrantes tecidos, as fibras são inicialmente fiadas em um fio contínuo e os fios resultantes são tecidos ou tricotados, formando um entrelaçamento, conforme exemplificado pela Figura 15a (DONOVAN, 1985; SEVILLE, 1997; PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; SPARKS; CHASE, 2016).

Em feltros não-tecidos, por outro lado, as fibras são unidas por ação de calor, umidade e pressão sob agitação mecânica, formando um emaranhado, no qual as fibras são orientadas aleatoriamente, não sendo possível identificar um padrão em seu arranjo estrutural, como mostrado na Figura 15b. Meios não-tecidos são os mais utilizados atualmente na filtração de gases e líquidos, devido à alta eficiência de coleta, à simplicidade de fabricação e ao baixo custo, dependendo da fibra utilizada. Além de resistências térmica e química adequadas ao processo, o meio filtrante deve também ser resistente à abrasão e apresentar boas características mecânicas. A estrutura de poros das fibras está estritamente relacionada à permeabilidade do meio ao fluido (DONOVAN, 1985; SEVILLE, 1997; PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; SPARKS; CHASE, 2016).

Figura 15 – Exemplos de meio filtrante tecido (a) e não-tecido (b).



Fonte: PURCHAS; SUTHERLAND (2002).

Fonte: THOMAS et al. (2017).

Aumentos de eficiência em filtros de mangas podem ser alcançados por meio da aplicação de uma membrana à superfície do meio filtrante. A membrana evita a penetração de material particulado no meio e, dessa forma, restringe a filtração à superfície. A remoção das partículas durante a limpeza é mais fácil, o que pode reduzir desgastes e aumentar a vida útil das mangas. Os poros da membrana apresentam tamanho reduzido, o que é responsável pelo aumento de eficiência de coleta de partículas. Entretanto, o uso de membranas é limitado devido aos altos custos associados à aquisição e à operação a altas quedas de pressão. A membrana de politetrafluoretileno (PTFE) é um exemplo típico utilizado em filtração de gases (SCOTT, 1995; SPARKS; CHASE, 2016).

3.1.4.3 Características do gás e do material particulado que influenciam a operação

A eficiência e a confiabilidade da filtração em mangas dependem das propriedades do material particulado e dos parâmetros do gás a ser filtrado. A adesividade do material particulado é uma característica importante que reflete a magnitude da força de interação entre partículas em contato. Tendo em vista que, muitas vezes, o material filtrante apresenta poros maiores que o tamanho das partículas, e que a torta é responsável pela alta eficiência de coleta, partículas com baixa adesividade podem acarretar baixas eficiências de filtração. Por outro lado, forças de adesão muito altas entre as partículas podem fazer com que os poros do material filtrante sejam completamente bloqueados por partículas, dificultando a regeneração. Nesses casos, é recomendado que o material filtrante seja revestido com uma membrana, por exemplo, de PTFE. A membrana reduz a adesividade da camada de partículas e, conseqüentemente, promove a redução da energia necessária para limpeza das mangas (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010).

Outra característica que deve ser levada em consideração para escolha do material filtrante é a abrasividade das partículas, pois esta propriedade está diretamente relacionada ao desgaste das mangas, principalmente nas regiões de maior impacto entre o gás e a manga. Partículas de cimento, dolomita, coque, quartzo e alumínio são altamente abrasivas. Nestes casos, são recomendados materiais filtrantes com alta resistência à abrasão (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010).

As propriedades eletrostáticas do material particulado e do material filtrante também podem ser importantes em alguns casos. Partículas de plástico e produtos farmacêuticos são exemplos de materiais com alta atração eletrostática, o que pode dificultar a regeneração das mangas. Materiais filtrantes que são facilmente carregados eletrostaticamente podem promover a geração de faíscas nos espaços entre as mangas e no interior do material filtrante. Caso o gás a ser tratado tenha componentes explosivos, é de extrema importância que o material filtrante receba um tratamento com material antiestático, como fibras de polietileno e carbono (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010).

A higroscopicidade do material particulado, ou seja, sua capacidade de absorver umidade do gás, afeta tanto as forças de adesão como as propriedades eletrostáticas. As forças de atração eletrostática diminuem com o aumento da umidade, enquanto a adesividade aumenta (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010).

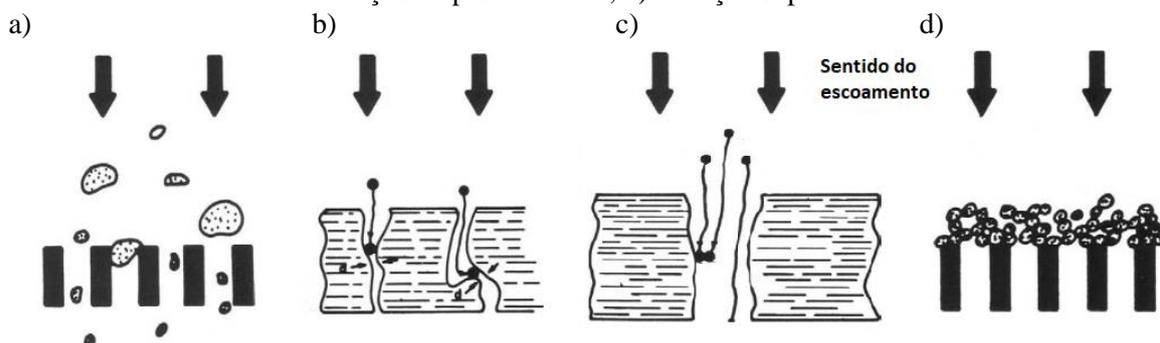
A temperatura, umidade e composição química são os principais parâmetros do gás a serem considerados na escolha do material filtrante. A temperatura deve ser mantida abaixo de um limite determinado pela resistência térmica do material filtrante. A extrapolação desse limite leva a perdas na resistência das fibras e conseqüentes falhas nas mangas. Gases com alto teor de umidade podem promover a formação de tortas compactas e muito difíceis de serem removidas, com perda total da permeabilidade ao gás. Com relação à composição química, a presença de componentes como SO_2 , SO_3 , P_2O_5 , HCl e HF podem comprometer o material filtrante. Esses componentes reagem com água formando ácidos e, portanto, para esses casos, os materiais filtrantes e toda a estrutura do filtro de mangas devem ser resistentes à corrosão (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010).

3.1.4.4 Mecanismos de filtração

Na operação de filtração, o aerossol é forçado a atravessar uma barreira porosa. O objetivo é reter as partículas, o que pode acontecer por meio de quatro processos básicos, ilustrados na Figura 16: peneiramento superficial, peneiramento de profundidade, filtração de

profundidade e filtração superficial. No peneiramento superficial (Figura 16a), as partículas que são maiores que os poros do meio filtrante depositam-se na superfície, onde permanecem até que sejam removidas. As partículas podem percorrer os poros até encontrarem um estreitamento que impeça a continuidade de seu trajeto com o fluido. Neste caso, o processo que as retém presas é chamado de peneiramento de profundidade (Figura 16b) (PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; HUTTEN, 2016).

Figura 16 – Processos de filtração: a) peneiramento superficial, b) peneiramento de profundidade, c) filtração de profundidade, d) filtração superficial.



Fonte: Adaptado de PURCHAS; SUTHERLAND (2002).

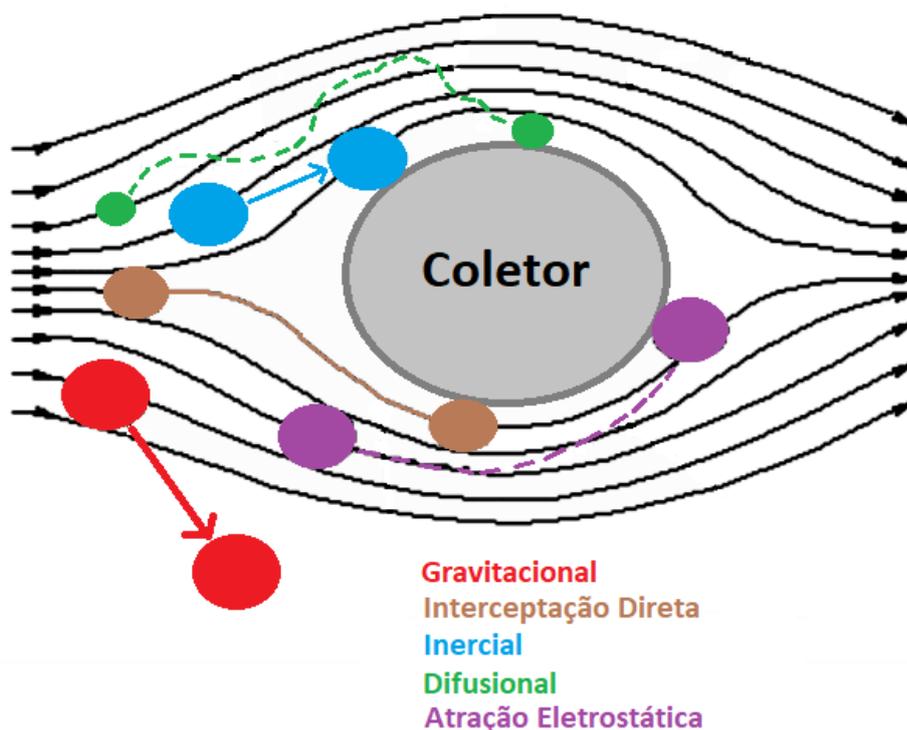
Entretanto, partículas podem ser barradas pelo meio filtrante mesmo que seu diâmetro seja inferior ao diâmetro do poro naquele ponto. Esta é a chamada filtração de profundidade (Figura 16c), na qual as partículas são levadas ao contato com a fibra ou com outras partículas previamente coletadas por uma série de mecanismos, que serão apresentados e discutidos adiante (PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; THEODORE, 2008; HUTTEN, 2016; SPARKS; CHASE, 2016).

Por fim, há a filtração de superfície (Figura 16d), na qual uma camada de material particulado, denominada torta de filtração, se forma na superfície do material filtrante e age como meio filtrante para as partículas subsequentes. Se algumas partículas do aerossol forem maiores que o diâmetro dos poros do material filtrante, a formação da torta é precedida pelo peneiramento de superfície. Porém, mesmo que não haja partículas maiores que os poros, o número elevado de partículas chegando simultaneamente aos poros pode fazer com que as partículas se unam formando estruturas de pontes na superfície do poro, que impedem a passagem de outras partículas. As partículas filtradas por este processo são facilmente removidas durante a regeneração das mangas. Em muitos processos, o material filtrante é utilizado apenas como suporte para formação da torta, que passa a ser a verdadeira responsável pela alta eficiência de coleta das mangas. A torta atua como um novo meio filtrante e, portanto,

as partículas subsequentes são retidas por meio de peneiramento ou por um dos mecanismos clássicos descritos a seguir (PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; THEODORE, 2008; HUTTEN, 2016; SPARKS; CHASE, 2016).

Os mecanismos de coleta de partículas estão ilustrados na Figura 17. Nela, as linhas pretas simbolizam as linhas de fluxo do gás, o coletor é o corte seccional de uma única fibra do meio filtrante, e os círculos de diferentes cores representam partículas sendo coletadas por mecanismos diferentes. A coleta acontece quando há o contato físico e aderência entre a partícula e a fibra. Os mecanismos ilustrados na Figura 17 são chamados de mecanismos clássicos da filtração. São estes mesmos mecanismos que atuam na deposição de material particulado em tubulações ou no sistema respiratório, por exemplo. Os parágrafos seguintes apresentam a descrição de cada mecanismo (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999; PURCHAS; SUTHERLAND, 2002; HUTTEN, 2016).

Figura 17 – Mecanismos de coleta de partículas por uma única fibra.



Fonte: Adaptado de DONOVAN (1985).

Gravitacional: é resultado do efeito da força gravitacional que atua nas partículas, desviando-as da linha de fluxo do gás. Esse mecanismo de coleta pode ser negligenciado para a maioria dos aerossóis, pois atua de forma expressiva apenas em partículas grandes e em condições de baixa velocidade de escoamento do gás (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Interceptação direta: acontece quando a partícula segue uma linha de fluxo suficientemente próxima da fibra para que seja interceptada por ela. Para ocorrer o contato, é necessário que a distância entre o centro da partícula e a fibra seja menor que o raio da partícula. É o único mecanismo em que a partícula não é desviada da linha de fluxo do gás para ser coletada. Esse mecanismo pode atuar de forma expressiva apenas em partículas maiores que 0,1 μm , e independe da velocidade do gás (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Inercial: descreve a captura de partículas que colidem com a fibra. As linhas de fluxo do gás desviam-se da fibra coletora, conforme mostrado na Figura 17, e a capacidade da partícula de seguir estas linhas diminui com o aumento de sua velocidade e de sua massa, fazendo com que aconteça a colisão com a fibra. Ou seja, quanto maior a quantidade de movimento da partícula, maior a chance de ser coletada pelo mecanismo inercial. Por isso, esse mecanismo é importante apenas para partículas maiores que 0,5 μm . Vale ressaltar que, em escoamentos turbulentos, é possível que a partícula retorne ao seio do escoamento após o choque com a fibra e, nesse caso, não acontece a coleta (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Difusional: também conhecido como movimento Browniano, descreve o movimento randômico da partícula, em zigue-zague, causado pelos sucessivos choques entre a partícula e as moléculas do gás. É o único mecanismo cuja eficiência aumenta conforme o diâmetro da partícula diminui. Quanto menor o tamanho da partícula, mais suscetível ela está de ter sua trajetória alterada em razão das colisões constantes com as moléculas do gás (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Atração eletrostática: ocorre quando a partícula é atraída para a fibra por força de Coulomb, força de imagem, ou ainda, por dieletroforese. A força de Coulomb atua quando tanto a partícula quanto a fibra estão eletricamente carregadas, com cargas de sinais opostos. Quando apenas a partícula está carregada, ocorre a indução de carga igual com sinal oposto na superfície da fibra e, dessa forma, a própria partícula cria seu campo de atração, e a coleta ocorre por atuação da força de imagem. A força de imagem é menos intensa que a força de Coulomb. Por fim, quando apenas a fibra está eletricamente carregada, o campo elétrico existente ao redor da fibra é responsável pela polarização da partícula, fenômeno conhecido como dieletroforese. Dentre todos os mecanismos de coleta, este é o mais difícil de ser quantificado, pois pressupõe que se conheçam as cargas elétricas de partículas e do material filtrante. Quando a atração eletrostática é um mecanismo importante para a coleta das partículas, a filtração é dita eletrostaticamente assistida (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999; WANG, 2001; KERNER et al., 2018, 2020a).

Qualquer processo de filtração envolve uma combinação de vários mecanismos de coleta. Fica evidente que, pela atuação dos mecanismos descritos, mesmo partículas menores que os diâmetros de poros do material filtrante podem ser eficientemente coletadas. O mecanismo ou combinação de mecanismos predominantes em cada caso depende tanto das características do meio filtrante como do aerossol a ser tratado (CHEREMISINOFF, 1993; PURCHAS; SUTHERLAND, 2002).

3.1.4.5 Eficiência de coleta

As Equações 4–7 fornecem modelos para a eficiência de coleta em uma fibra única devido aos mecanismos de interceptação direta, inercial, difusional e atração eletrostática, respectivamente. Nestas equações, α_f é a razão de sólidos do meio filtrante, K é o fator hidrodinâmico, d_p é o diâmetro da partícula, d_f é o diâmetro da fibra, Stk é o número de Stokes da partícula, Pe é o número de Peclet, β é a mobilidade da partícula, C_C é o fator de correção de Cunningham, E é a intensidade do campo elétrico no meio filtrante, q é a carga da partícula, V_f é a velocidade de filtração, $\varepsilon_{d,ar}$ é a constante dielétrica do ar, $\varepsilon_{d,f}$ é a constante dielétrica da fibra, R_f é o raio da fibra, R_p é o raio da partícula, e Q_f é a carga da fibra. A eficiência de coleta total por uma única fibra, η_{sf} , pode ser estimada pela Equação 8, e então a eficiência de filtração do meio filtrante como um todo, η_F , é calculada pela Equação 9, em que Z_m é a espessura do meio filtrante (HINDS, 1999; FENG; LONG; MO, 2016).

$$\eta_R = \frac{1 - \alpha_f}{K} \frac{(d_p/d_f)^2}{1 + (d_p/d_f)} \quad (4)$$

$$\eta_I = \frac{Stk^3}{Stk^3 + 0,77Stk^2 + 0,22} \quad (5)$$

$$\eta_B = 2,6 \cdot \left(\frac{1 - \alpha_f}{K} \right)^{1/3} Pe^{-2/3} \quad (6)$$

$$\eta_E = \frac{\beta C_C E q}{V_f} \left[\frac{\varepsilon_{d,f} - 1}{\varepsilon_{d,f} + 1} \cdot \left(\frac{R_f}{R_f + R_p} \right) + \frac{R_f + R_p}{R_f} \right] + \frac{\beta C_C Q_f q}{2\varepsilon_{d,ar} V_f R_f} \quad (7)$$

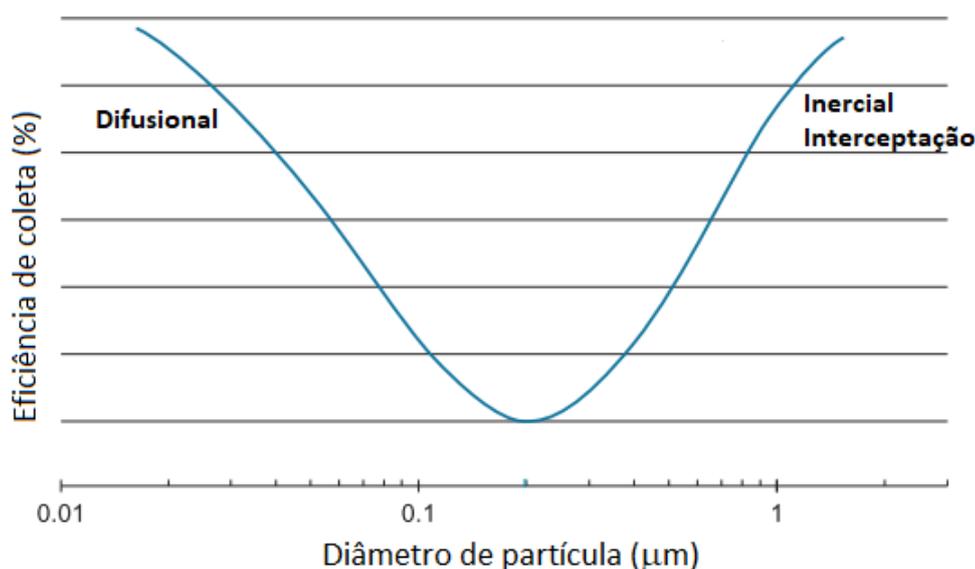
$$\eta_{sf} = 1 - (1 - \eta_R)(1 - \eta_I)(1 - \eta_B)(1 - \eta_E) \quad (8)$$

$$\eta_F = 1 - \exp \left[- \frac{4\alpha_f \eta_{sf} Z_m}{(1 - \alpha_f) d_f \pi} \right] \quad (9)$$

Apesar de descreverem de maneira satisfatória a coleta de partículas por uma fibra única, os mecanismos clássicos de coleta geralmente falham ao prever a eficiência de coleta em um material filtrante, que contém muitas fibras. Entretanto, o conhecimento dos

mecanismos é importante para interpretar qualitativamente curvas de eficiência de coleta em função do diâmetro das partículas. Como os mecanismos competem entre si e têm atuação predominante sobre partículas com tamanhos diferentes, estas curvas apresentam um ponto de mínimo em determinada faixa de diâmetro, geralmente entre 0,05 e 0,50 μm , como exemplificado na Figura 18. As partículas com diâmetros nesta faixa são muito grandes para que sejam coletadas por difusão, mas muito pequenas para que mecanismos como inercial e interceptação direta sejam efetivos (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Figura 18 – Eficiência de coleta em função do diâmetro de partícula com ponto de mínimo para partículas de 0,2 μm .



Fonte: Adaptado de SPARKS; CHASE (2016).

Diferentemente de precipitadores eletrostáticos, a eficiência de coleta em filtros de mangas não está relacionada de forma clara com o dimensionamento do equipamento. Na prática, a área de filtração necessária é determinada a partir da velocidade superficial de filtração desejada, também conhecida como razão ar-pano (SEVILLE, 1997; TURNER et al., 2002; THEODORE, 2008). O material filtrante é selecionado considerando as características do gás, tais como: temperatura, umidade e corrosividade, e do material particulado, como: distribuição de tamanho, adesividade e abrasividade. Além de alta eficiência de coleta, são desejáveis baixa queda de pressão e tempo de vida útil longo (ALEKSANDROV; BARANOVA; VALDBERG, 2010; FENG; LONG; MO, 2016).

3.1.4.6 Resistência ao escoamento

A resistência ao escoamento, ou queda de pressão, é a diferença entre a pressão medida em um ponto a montante e a pressão em um ponto a jusante do filtro, e está estritamente

relacionada aos custos de implementação, operação e manutenção do filtro de mangas. Como as diferenças de energia cinética e potencial entre os pontos a montante e a jusante do filtro são comumente desprezíveis, a queda de pressão deve-se à diferença de pressão estática. Tanto o material filtrante como a torta de filtração oferecem resistências consideráveis ao escoamento, sendo responsáveis por grande parte da queda de pressão observada em filtros de mangas. A queda de pressão através do filtro, ΔP_f , é a soma da queda de pressão através do material filtrante, ΔP_m , e da queda de pressão através da torta de filtração, ΔP_c , conforme descrito pela Equação 10 (CHEREMISINOFF, 1993; SEVILLE, 1997; THOMAS et al., 2017).

$$\Delta P_f = \Delta P_m + \Delta P_c \quad (10)$$

A lei de Forchheimer (Equação 11), uma relação empírica estabelecida para escoamento de líquidos, pode também ser usada para estimar a queda de pressão de um gás escoando através de um meio poroso, desde que o gás possa ser considerado um fluido incompressível. A lei deixa clara a influência da velocidade superficial de filtração, V_f , na queda de pressão, ΔP , através de um meio poroso com espessura Z :

$$\frac{\Delta P}{Z} = \frac{\mu}{k_1} V_f + \frac{\rho_g}{k_2} V_f^2 \quad (11)$$

em que μ é a viscosidade dinâmica do fluido, ρ_g a densidade do fluido, e k_1 e k_2 são conhecidos como os coeficientes de permeabilidade Darciano e não-Darciano, respectivamente. O meio poroso pode ser o meio filtrante, a torta de filtração, ou ambos. O termo linear do lado direito da Equação 11 representa os efeitos viscosos do escoamento, enquanto o termo não-linear representa os efeitos inerciais, os quais são importantes quando há mudanças bruscas na direção do escoamento (FORCHHEIMER, 1901 *apud* THOMAS et al., 2017; INNOCENTINI et al., 2012).

Definindo os coeficientes k_1 e k_2 da lei de Forchheimer (Equação 11) conforme descrito pelas Equações 12 e 13, respectivamente, obtém-se a correlação de Ergun (Equação 14):

$$k_1 = \frac{\varepsilon^3 d_{3,2}^2}{150(1 - \varepsilon)^2} \quad (12)$$

$$k_2 = \frac{\varepsilon^3 d_{3,2}}{1,75(1 - \varepsilon)} \quad (13)$$

$$\frac{\Delta P}{Z} = 150 \frac{(1 - \varepsilon)^2 \mu V_f}{\varepsilon^3 d_{3,2}^2} + 1,75 \frac{(1 - \varepsilon) \rho_g V_f^2}{\varepsilon^3 d_{3,2}} \quad (14)$$

na qual ε é a porosidade do meio, definida como a razão entre o volume de espaços vazios e o volume total, e $d_{3,2}$ é o diâmetro médio de Sauter das partículas que compõem o meio poroso (ERGUN, 1952).

A Equação 14 pode ser usada para descrever a queda de pressão ΔP_m através do material filtrante com espessura Z_m , tomando a forma expressa pela Equação 15, na qual ε_m é a porosidade do meio filtrante e \bar{d}_f é o diâmetro médio das fibras do meio filtrante. Também pode ser utilizada para estimar a queda de pressão ΔP_c através da torta de filtração com espessura Z_c , caso em que assume a forma da Equação 16, em que ε_c é a porosidade da torta e $d_{3,2}$ é o diâmetro médio de Sauter das partículas que compõem a torta.

$$\frac{\Delta P_m}{Z_m} = 150 \frac{(1 - \varepsilon_m)^2 \mu V_f}{\varepsilon_m^3 \bar{d}_f^2} + 1,75 \frac{(1 - \varepsilon_m) \rho_g V_f^2}{\varepsilon_m^3 \bar{d}_f} \quad (15)$$

$$\frac{\Delta P_c}{Z_c} = 150 \frac{(1 - \varepsilon_c)^2 \mu V_f}{\varepsilon_c^3 d_{3,2}^2} + 1,75 \frac{(1 - \varepsilon_c) \rho_g V_f^2}{\varepsilon_c^3 d_{3,2}} \quad (16)$$

Diferentemente da espessura do meio filtrante, a espessura da torta não é constante, e aumenta com o decorrer da filtração. A espessura da torta em determinado momento da filtração pode ser descrita em função da massa de pó depositada na superfície do meio filtrante por unidade de área superficial do meio, w_c , da densidade do material particulado, ρ_p , e da porosidade da torta, ε_c :

$$Z_c = \frac{w_c}{\rho_p (1 - \varepsilon_c)} \quad (17)$$

Substituindo Z_c na Equação 16 e assumindo que w_c pode ser estimado pela Equação 18, o que é plausível para filtros com alta eficiência de coleta, a Equação 16 torna-se a Equação 19:

$$w_c = \frac{Q_{pó} t_f}{A_f} \quad (18)$$

$$\frac{\Delta P_c}{t_f} = 150 \frac{(1 - \varepsilon_c) \mu Q_{pó} V_f}{\varepsilon_c^3 A_f \rho_p d_{3,2}^2} + 1,75 \frac{Q_{pó} \rho_g V_f^2}{\varepsilon_c^3 A_f \rho_p d_{3,2}} \quad (19)$$

sendo t_f o tempo de filtração, A_f a área superficial do filtro e $Q_{pó}$ a vazão mássica de pó (AGUIAR; COURY, 1996).

Uma alternativa à Equação de Ergun foi proposta por MacDonald et al. (1979) e se mostrou adequada para uma ampla variedade de meios porosos. A diferença entre a Equação de MacDonald (Equação 20) e a Equação de Ergun (Equação 14) está apenas nas constantes que multiplicam os termos linear e não-linear. A constante B assume o valor de 1,8 para partículas lisas e 4,0 para partículas rugosas. O desenvolvimento da Equação de MacDonald para utilização na estimativa da queda de pressão ΔP_c através da torta de filtração é feita de forma análoga à demonstrada para a Equação de Ergun, resultando na Equação 21, em função da espessura da torta, e na Equação 22, em função do tempo de filtração.

$$\frac{\Delta P}{Z} = 180 \frac{(1 - \varepsilon)^2 \mu V_f}{\varepsilon^3 d_{3,2}^2} + B \frac{(1 - \varepsilon) \rho_g V_f^2}{\varepsilon^3 d_{3,2}} \quad (20)$$

$$\frac{\Delta P_c}{Z_c} = 180 \frac{(1 - \varepsilon_c)^2 \mu V_f}{\varepsilon_c^3 d_{3,2}^2} + B \frac{(1 - \varepsilon_c) \rho_g V_f^2}{\varepsilon_c^3 d_{3,2}} \quad (21)$$

$$\frac{\Delta P_c}{t_f} = 180 \frac{(1 - \varepsilon_c) \mu Q_{pó} V_f}{\varepsilon_c^3 A_f \rho_p d_{3,2}^2} + B \frac{Q_{pó} \rho_g V_f^2}{\varepsilon_c^3 A_f \rho_p d_{3,2}} \quad (22)$$

Visto que, na maioria das aplicações, as velocidades superficiais de filtração são baixas e os poros de meios filtrantes e tortas de filtração apresentam tamanhos reduzidos, não são observadas turbulências e os escoamentos podem ser considerados como puramente viscosos. Portanto, o termo não-linear da lei de Forchheimer (Equação 11) pode ser desprezado e o restante da equação, previamente desenvolvida por Darcy, continua a ser a mais utilizada para descrever a queda de pressão através do filtro em função da velocidade superficial de filtração (DARCY, 1856 *apud* THOMAS et al., 2017; HUTTEN, 2016). De acordo com a lei de Darcy, a queda de pressão ΔP_m através de um meio filtrante com espessura Z_m é descrita por meio da Equação 23:

$$\frac{\Delta P_m}{Z_m} = \frac{\mu}{k_m} V_f \quad (23)$$

na qual k_m é o coeficiente de permeabilidade Darciano do meio filtrante. A Equação 23 pode ser reescrita na forma da Equação 24, na qual K_m é a resistência específica do meio filtrante, definida pela Equação 25 (SALEEM et al., 2012).

$$\Delta P_m = K_m \mu V_f \quad (24)$$

$$K_m = \frac{Z_m}{k_m} \quad (25)$$

Dessa forma, K_m pode ser obtida a partir da inclinação da curva de queda de pressão em função da velocidade superficial de filtração. A resistência específica do meio filtrante varia amplamente entre os diversos materiais filtrantes existentes e depende basicamente da porosidade do material e da permeabilidade do meio ao escoamento de cada fluido (PURCHAS; SUTHERLAND, 2002). É comum que, para determinado meio filtrante e fluido, K_m seja constante, independentemente da velocidade de filtração adotada, a menos que altas velocidades de filtração sejam capazes de causar compressão nas fibras do material (ELLENBECKER; LEITH, 1980; SALEEM; KRAMMER; TAHIR, 2012). Um dos modelos utilizados para descrever K_m em função das características do meio filtrante é expresso pela Equação 26. A queda de pressão através do meio filtrante é, então, descrita pela Equação 27, conhecida como Equação de Davies (DAVIES, 1952 *apud* TIAN; MO; LI, 2018).

$$K_m = 64(1 - \varepsilon_m)^{3/2} Z_m \frac{1 + 56(1 - \varepsilon_m)^3}{d_f^2} \quad (26)$$

$$\frac{\Delta P_m}{Z_m} = 64(1 - \varepsilon_m)^{3/2} \frac{1 + 56(1 - \varepsilon_m)^3}{d_f^2} \mu V_f \quad (27)$$

De forma análoga, a lei de Darcy é também usada para descrever a queda de pressão através da torta de filtração, ΔP_c , conforme descrito pela Equação 28, na qual k_c é o coeficiente de permeabilidade Darciano da torta. Kozeny e Carman propuseram, de forma semiempírica, a Equação 29 para descrever o inverso de k_c , em que k_p é uma constante empírica igual a 4,8 para partículas esféricas e 5,0 para partículas irregulares e C_c é o fator de escorregamento de Cunningham. Neste modelo, a torta é representada como uma série de canais cujo volume total é igual ao volume de vazios da torta, e cuja área superficial se iguala à área superficial das partículas que compõem a torta (CHENG; TSAI, 1998). A expressão resultante é descrita pela Equação 30.

$$\frac{\Delta P_c}{Z_c} = \frac{\mu}{k_c} V_f \quad (28)$$

$$\frac{1}{k_c} = 18 \frac{2k_p(1 - \varepsilon_c)^2}{\varepsilon_c^3 d_{3,2}^2 C_c} \quad (29)$$

$$\frac{\Delta P_c}{Z_c} = 18 \frac{2k_p(1 - \varepsilon_c)^2}{\varepsilon_c^3 d_{3,2}^2 C_c} \mu V_f \quad (30)$$

Substituindo Z_c , definido pela Equação 17, na Equação 30, e assumindo que w_c pode ser estimado pela Equação 18, a Equação de Kozeny-Carman assume a forma descrita pela Equação 31.

$$\frac{\Delta P_c}{t_f} = 18 \frac{2k_p(1 - \varepsilon_c)\mu Q_{pó}V_f}{\varepsilon_c^3 A_f \rho_p d_{3,2}^2 C_c} \quad (31)$$

A Equação 28 pode ser reescrita na forma da Equação 32, na qual K_c é a resistência específica da torta, definida pela Equação 33.

$$\Delta P_c = K_c \mu V_f w_c \quad (32)$$

$$K_c = \frac{1}{k_c \rho_p (1 - \varepsilon_c)} \quad (33)$$

A resistência específica da torta pode ser obtida a partir da regressão da queda de pressão em função da massa de pó depositada por unidade de área para determinado valor de velocidade superficial de filtração e depende de diversos fatores, tais como distribuição de tamanho e concentração do pó, porosidade da torta e propriedades físicas do fluido (KOEHLER; LEITH, 1983; SALEEM et al., 2012; SALEEM; KRAMMER; TAHIR, 2012). De forma geral, o aumento da velocidade superficial de filtração causa aumento na compressão da torta, reduzindo sua porosidade e aumentando K_c , o que faz com que a queda de pressão através da torta aumente segundo um polinômio com ordem maior que um (SILVA et al., 1999; LU; TSAI, 2003; ITO; AGUIAR, 2009; SALEEM; KRAMMER; TAHIR, 2012).

De modo geral, no início da filtração em um material fibroso virgem, a queda de pressão através do filtro muda muito varagarosamente. Nesta etapa, as partículas são coletadas no interior do meio filtrante, entre as fibras, onde ocorre a filtração de profundidade, já explicada no subtópico 3.1.4.4. Com o decorrer do processo, há o aparecimento de uma fina camada de material particulado na superfície do filtro, que leva a uma alteração brusca na evolução da queda de pressão. Esta é a zona de transição, em que algumas partículas ainda são coletadas entre as fibras. A partir daí, o aumento da espessura da camada de pó na superfície do filtro faz com que a queda de pressão aumente de forma linear, e partículas subsequentes são coletadas apenas pela própria torta de filtração. A filtração nesta etapa é chamada de filtração de superfície, também já discutida no subtópico 3.1.4.4. A ocorrência das três etapas depende do material filtrante utilizado e do tamanho das partículas (THOMAS et al., 2017).

A zona de transição entre a filtração de profundidade e a filtração de superfície é, muitas vezes, reduzida a um único ponto, chamado ponto de transição ou de colmatação.

Fisicamente, corresponde ao valor de massa de pó depositada por unidade de área superficial a partir do qual se inicia a deposição de material particulado na superfície do filtro (THOMAS et al., 2017). O ponto de colmatação é determinado a partir do gráfico de queda de pressão em função do tempo de filtração, ou em função da massa de pó depositada por unidade de área superficial do filtro. Uma das propostas encontradas na literatura é a de Walsh (1996), em que o ponto de colmatação é o ponto de intersecção entre a tangente da curva de queda de pressão em sua porção linear (referente à filtração de superfície) e a reta paralela ao eixo das abscissas que passa pelo valor inicial de queda de pressão (referente à queda de pressão do meio filtrante). Caso o gráfico utilizado seja de queda de pressão através da torta de filtração, ΔP_c , o ponto de colmatação é o ponto de intersecção da tangente da curva com o próprio eixo das abscissas.

3.1.4.7 Fator de qualidade

O desempenho de um filtro é comumente avaliado por seu fator de qualidade, QF , que é calculado pela Equação 34, na qual ΔP é a queda de pressão através do filtro. O fator de qualidade aumenta com o aumento da eficiência de filtração, mas diminui com o aumento da queda de pressão. Dessa forma, esse parâmetro reflete um balanço entre as duas características mais importantes que são esperadas de um filtro: alta eficiência de coleta e baixa queda de pressão. A queda de pressão está diretamente relacionada aos custos de energia associados à filtração (FENG; LONG; MO, 2016; CHOI et al., 2017; LI et al., 2018).

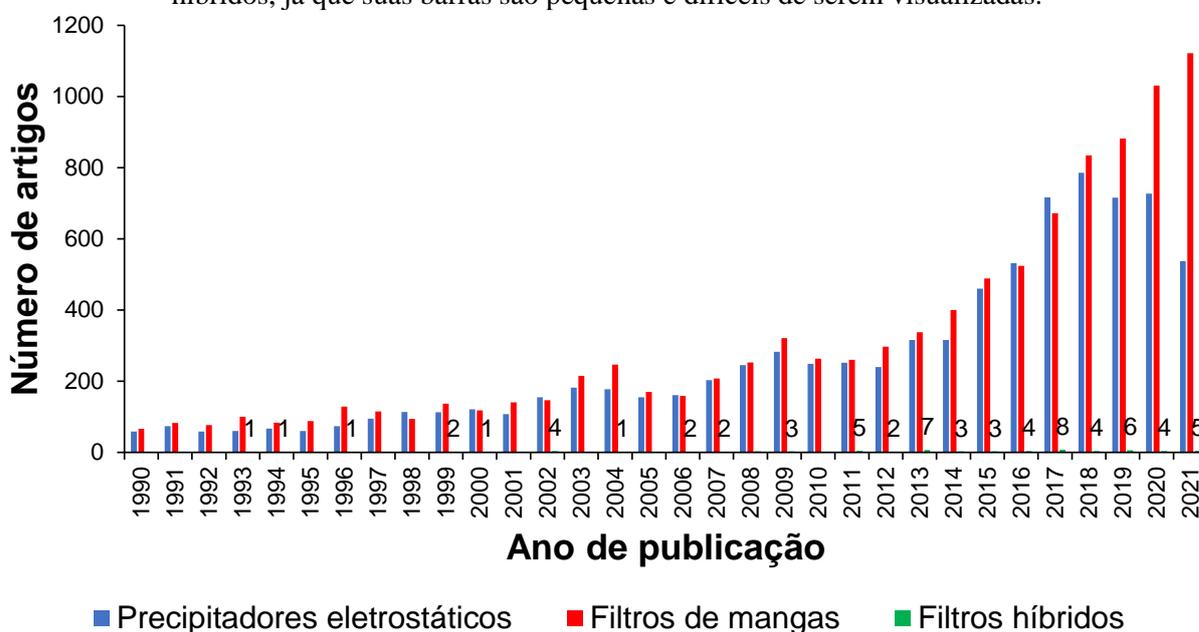
$$QF = \frac{-\ln(1 - \eta_F)}{\Delta P} \quad (34)$$

3.2 ESTADO DA ARTE

Um levantamento feito em todas as bases de dados do *Web of Science* revelou que, no período entre 1990 e 2021, de um total de 18.553 artigos científicos, 45,36 % estudaram precipitadores eletrostáticos para limpeza de gases, 54,25 % utilizaram filtros de mangas, e apenas 0,39 % avaliaram a filtração em sistemas híbridos. Como mostra a Figura 19, até 2018, o número de trabalhos sobre precipitadores eletrostáticos foi muito próximo ao número de trabalhos sobre filtros de mangas, indicando que os dois equipamentos são aplicados para limpeza de gases em diversos processos industriais há anos, e que as possibilidades de melhorias em suas performances têm motivado pesquisadores ao redor do mundo. Nos últimos 3 anos, o número de trabalhos sobre filtros de mangas continua crescendo, enquanto os trabalhos sobre precipitadores eletrostáticos diminuíram, o que está em linha com a tendência de substituição de precipitadores por filtros de mangas nas indústrias dos mais diversos setores, como uma tentativa de atender aos limites de emissão cada vez mais restritivos estabelecidos

por órgãos regulamentadores ao redor do mundo. A quantidade inexpressiva de trabalhos envolvendo sistemas híbridos revela a incipiência deste assunto e sugere que ainda há muitas lacunas no entendimento desta tecnologia e das possíveis vantagens da substituição de equipamentos tradicionais de filtração por filtros híbridos. A busca por patentes, na base de dados da WIPO (*World Intellectual Property Organization*), sobre filtros híbridos, contendo as etapas de precipitação eletrostática e filtração em tecido para tratamento de gases, resultou em um total de onze registros no mesmo período, cujas características e particularidades estão descritas nesta revisão.

Figura 19 – Número de artigos sobre precipitadores eletrostáticos, filtros de mangas e filtros híbridos no período entre 1990 e 2021 (*Web of Science*). Os rótulos referem-se aos trabalhos sobre filtros híbridos, já que suas barras são pequenas e difíceis de serem visualizadas.



Fonte: Acervo pessoal.

Os trabalhos teóricos e experimentais revisados por Wang (2001) mostraram que a coleta de material particulado, particularmente de partículas submicrônicas, por fibras pode ser aumentada por meio do carregamento elétrico das partículas ou da aplicação de campo elétrico no filtro. Forças eletrostáticas favorecem a formação de dendritos pelo material particulado entre as fibras do meio filtrante, principalmente durante os estágios iniciais da filtração. Os dendritos são eficientes na coleta de partículas, por possuírem o mesmo diâmetro delas, e por se projetarem na corrente gasosa. Na revisão de Yao et al. (2010), os filtros híbridos foram citados como a mais promissora tecnologia para aumento da eficiência de coleta de material particulado fino em termoelétricas.

Jaworek et al. (2019) discutiram os resultados de estudos envolvendo equipamentos híbridos para coleta de material particulado em termoelétricas a carvão. Tais

estudos mostraram que a queda de pressão através das mangas dos sistemas híbridos é menor que a dos filtros de mangas convencionais, devido a menor concentração de material particulado que atinge as mangas e a menor penetração de partículas nas fibras. Uma possível desvantagem é a coleta preferencial de partículas maiores nas placas do precipitador eletrostático, o que pode levar à formação de tortas mais compactadas nas mangas. No artigo de revisão de Jaworek et al. (2019), os filtros de mangas com carregamento eletrostático do meio filtrante foram denominados filtros eletricamente energizados. Já os filtros de mangas com carregamento eletrostático do material particulado foram chamados filtros eletrostáticos híbridos. Precipitadores eletrostáticos seguidos de filtros de mangas foram denominados precipitadores eletrostáticos híbridos.

Neste tópico, alguns dos trabalhos mais recentes em filtração eletrostaticamente assistida são revisados. Depois, é apresentado o estado da arte dos precipitadores eletrostáticos híbridos, chamados aqui, genericamente, de filtros híbridos. Duas construções são discutidas com maiores detalhes, pois originaram a maior parte dos estudos e aplicações: o Coletor de Partículas Híbrido Compacto – COHPAC (CHANG, 1992) e o Coletor de Partículas Híbrido Avançado – AHPC (MILLER, 1999, 2002). São apresentadas, também, as configurações propostas por Scheuch (2003) e Krigmont (2003, 2005). São revisados e discutidos os principais resultados de performance de filtros híbridos, referentes à eficiência de coleta de material particulado, à queda de pressão, à distribuição de campo elétrico e densidade espacial de carga e à coleta de mercúrio e metais pesados.

3.2.1 Filtração eletrostaticamente assistida

Uma das estratégias utilizadas para combinar altas eficiência de coleta com baixas quedas de pressão em filtros e conseqüentemente aumentar seu fator de qualidade é aumentar a atração eletrostática entre as partículas e as fibras por meio do carregamento elétrico do gás a ser tratado ou do meio filtrante. Alguns dos trabalhos mais recentes em filtração eletrostaticamente assistida são brevemente apresentados aqui com o objetivo de auxiliar no entendimento da sinergia entre a precipitação eletrostática e a filtração que pode ser encontrada em filtros híbridos.

Shi; Ekberg (2015) avaliaram o desempenho de um filtro sintético composto por fibras de polipropileno, modacrílico e poliéster instalado em um sistema de ventilação de um prédio para filtração de aerossol externo. O equipamento tinha um sistema de ionização a montante do filtro com eletrodos de fibra de carbono energizados com tensão de 24 kV. Sem

ionização, a eficiência de coleta de partículas na faixa de 0,3–0,5 μm diminuiu de aproximadamente 92 % para menos de 20 % após sete meses de operação. Esses valores foram aumentados em 10 a 20 % com ionização do aerossol. O filtro foi testado também em um aparato em escala de bancada com e sem ionização prévia, onde a umidade, a temperatura e a velocidade do ar podiam ser controladas. Os autores mostraram que o aumento da eficiência com a ionização do ar é prejudicado em condições de alta umidade, já que as cargas podem ser capturadas pelo vapor de água. Velocidades baixas aumentaram o tempo de residência, favorecendo o carregamento elétrico das partículas e, conseqüentemente, promovendo maiores aumentos na eficiência de coleta. A eficiência de coleta com ou sem prévia ionização do aerossol não foi afetada pelas mudanças na temperatura do ar.

Um sistema em escala de bancada foi também utilizado por Feng; Long; Mo (2016) para estudar a melhora no desempenho da filtração devido ao aumento da atração eletrostática. O aerossol utilizado era ar com partículas de dioctilftalato na faixa de tamanho de 0,3–2,5 μm . Os quatro tipos de materiais filtrantes testados apresentaram aumentos na eficiência de filtração quando a tensão de 25 kV foi aplicada, especialmente para partículas finas, sem aumento na queda de pressão. Um equipamento semelhante foi utilizado por Tu; Song; Yao (2016) para demonstrar que a penetração de partículas diminui à medida que o carregamento aumenta, principalmente nos primeiros estágios da filtração, devido à força de imagem entre as partículas carregadas e a fibra dielétrica. Os autores mostraram que o início da formação da torta de filtração no filtro de sulfeto de polifenileno e politetrafluoretileno é antecipado quando alta tensão é aplicada, pois as partículas carregadas tendem a formar dendritos que intensificam a coleta de outras partículas (WANG, 2001). Essa estrutura leva à formação de tortas com maiores porosidades e, conseqüentemente, a aumentos mais lentos de queda de pressão durante o ciclo de filtração.

Aumentos na eficiência de coleta por ação do mecanismo de atração eletrostática foram observados para partículas de rocha fosfática, com diâmetro médio de 3,25 μm , em filtro de polipropileno. No estudo, conduzido por Rodrigues et al. (2017), as partículas foram carregadas antes da passagem pelo filtro, e a carga delas foi medida por um classificador eletrostático instalado a montante do filtro. O efeito do carregamento eletrostático foi maior para as partículas mais finas, já que as partículas maiores já eram coletadas de maneira muito eficiente por ação dos mecanismos de interceptação direta e impactação inercial.

Choi et al. (2017) desenvolveram uma tinta de alumínio para revestir um filtro de ar de poliéster (PE) e utilizaram o filtro revestido em um equipamento de filtração de ar com carregamento eletrostático tanto do aerossol como do meio filtrante. Tensão negativa de -10 kV foi aplicada para carregar as partículas e tensões positivas de até +10 kV foram aplicadas ao meio filtrante. O objetivo da tinta era tornar o material filtrante condutivo e, conseqüentemente, aumentar as forças de atração de Coulomb entre as partículas e as fibras. Para a maior velocidade de ar testada, de 20 cm s⁻¹, a eficiência de coleta de partículas de cloreto de potássio na faixa de tamanho de 30–400 nm aumentou de cerca de 10 %, quando não era aplicada tensão nas partículas ou no filtro, para aproximadamente 50 %, quando o aerossol era carregado, e ainda para cerca de 99,8 %, quando o aerossol era carregado e a tensão de +10 kV era aplicada ao meio filtrante. A queda de pressão do filtro revestido foi aproximadamente dez vezes menor que a queda de pressão de um filtro HEPA (*High Efficiency Particulate Arrestance*) comercial. Em outro trabalho, o equipamento foi testado com bioaerossóis. Sem a aplicação de tensão, a eficiência de coleta de *Escherichia coli* foi de aproximadamente 31 %. Com carregamento do bioaerossol e do filtro, essa eficiência aumentou para 99,99 % (CHOI et al., 2018).

Aumentos no fator de qualidade de filtros por meio do aumento da atração eletrostática entre partículas e fibras foram observados também por Li et al. (2018). Os autores desenvolveram um filtro composto por uma camada de nanofibras de poliácridonitrila alocada entre duas camadas de malhas metálicas. O filtro era polarizado com tensão de 2 kV e o aerossol utilizado nos experimentos era ar com partículas provenientes da queima de cigarros. Para a maior velocidade de ar testada, de 21 cm s⁻¹, a eficiência de coleta de PM_{2,5} aumentou de 88,81 %, sem polarização do filtro, para 98,41 %, com polarização, a eficiência de coleta de PM₁₀ aumentou de 93,21 % para 98,72 %, e a queda de pressão manteve-se constante, por volta de 82 Pa. Portanto, o fator de qualidade aumentou em cerca de 65 %. Quando apenas as fibras são eletricamente carregadas, como no caso deste estudo, o campo elétrico criado ao redor das fibras é responsável pela atração da partícula neutra, fenômeno conhecido como dieletroforese.

Tian et al. (2018) construíram um equipamento para filtração de ar com carregamento eletrostático do aerossol e polarização do meio filtrante. Foram avaliadas as influências da tensão aplicada, da distância entre os eletrodos de descarga e a tela por trás do material filtrante e das características do material filtrante na eficiência de filtração e na queda de pressão. Os autores concluíram que há uma faixa ótima de tensão que aumenta a eficiência de coleta mantendo baixas a queda de pressão e a geração de ozônio. Mostraram também que a

coleta de material particulado é intensificada quando utilizado um material filtrante com alta constante dielétrica e alta tortuosidade.

O mesmo equipamento foi utilizado nos experimentos de Tian; Mo (2019), com material filtrante de politereftalato de etileno (PET), que é barato, acessível, e apresenta baixa queda de pressão. Embora os seis filtros de PET comerciais testados tenham respondido de maneira diferente quanto ao desempenho da filtração, devido a suas diferenças de espessura e propriedades dielétricas, grandes aumentos na eficiência de coleta de material particulado foram obtidos. Por exemplo, a eficiência de filtração de partículas na faixa de 0,3–0,5 μm para um dos filtros PET foi aumentada de 0,4 %, quando nenhuma tensão foi aplicada, para 99,0 % quando o aerossol foi carregado e o filtro foi polarizado. Tian; Gao; Mo (2019) avaliaram a performance do equipamento a longo prazo. Os autores verificaram que a atração eletrostática tende a cair com o tempo de operação, já que os eletrodos de descarga ficam sujos com o pó, o que reduz a corrente de descarga e o carregamento das partículas, e as partículas carregadas acumulam-se nas fibras, enfraquecendo as forças de ligação entre elas.

O aumento da eficiência de filtração por atuação do mecanismo de atração eletrostática foi também objeto de estudo de Zhang e Hsieh (2020). Modificações foram feitas em um filtro comercial de poliéster, dentre elas a adição de fios nanométricos de prata. As partículas do aerossol foram geradas a partir da queima de incenso e carregadas negativamente por meio de um ionizador unipolar. As modificações no tecido de poliéster não provocaram o aumento expressivo da queda de pressão, e intensificaram a coleta das partículas do aerossol. A maior eficiência de coleta para $\text{PM}_{2,5}$ foi obtida à velocidade superficial de filtração de 2,5 cm s^{-1} , com aplicação de tensão de 1,0 kV.

Shiu et al. (2021) promoveram melhoria na eficiência de coleta de nanopartículas de cloreto de sódio com diâmetros abaixo de 0,3 μm em filtro de poliéster fundido, por meio de carregamento eletrostático do filtro. Os autores também atuaram no aumento da resistência à combustão do filtro, por meio de aplicação de retardantes de chama, e na intensificação do efeito bactericida, com a aplicação de agentes antibacterianos. O tratamento intensificou a eficiência de coleta das nanopartículas, e a queda de pressão se manteve abaixo de 60 Pa. Com cinco camadas de tecido, a eficiência de filtração chegou a 88 %, com queda de pressão de 51 Pa.

Conforme destacado no trabalho de Tian; Gao; Mo (2019), o acúmulo de pó nos eletrodos de descarga deve ser levado em consideração, já que ele reduz a concentração de íons

e prejudica o carregamento das partículas, etapa essencial da precipitação eletrostática. O crescimento da camada de pó nos eletrodos de coleta de precipitadores eletrostáticos ou nas fibras de filtros eletrostaticamente assistidos são também prejudiciais ao processo, à medida que reduz o potencial responsável pelo campo elétrico e, conseqüentemente, diminui a coleta de partículas. O acúmulo de pó nos filtros é também responsável pelo aumento da queda de pressão ao longo do ciclo de filtração. Dessa forma, a remoção periódica do pó é essencial para manter um desempenho adequado ao longo do tempo de operação de precipitadores eletrostáticos, filtros de mangas, eletrostaticamente assistidos ou não, e de filtros híbridos (SHI; EKBERG, 2015; CHOI et al., 2017, 2018; KAZYUTA; SOSONKIN, 2017; ZURAIMI et al., 2017; DOBROWOLSKI et al., 2018).

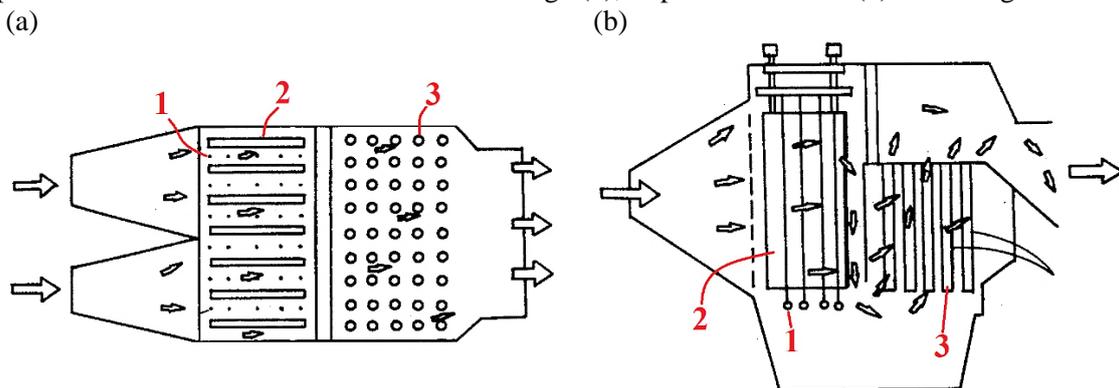
Outro aspecto que deve ser considerado quando filtros eletrostaticamente assistidos são estudados para serem aplicados a sistemas de ventilação para ambiente fechados é a geração de ozônio. Quando alta tensão é aplicada, ozônio é gerado a partir da decomposição e recombinação de moléculas de oxigênio do ar. Ozônio é um poluente perigoso à saúde humana, e a exposição a ele tem sido associada a doenças respiratórias e cardiovasculares (KAMPA; CASTANAS, 2008; VAN ZELM et al., 2016; NUVOLONE; PETRI; VOLLER, 2018). Se, por um lado, altas tensões são necessárias e desejáveis para carregar efetivamente as partículas, por outro, quanto maior a tensão aplicada, maior a produção de ozônio. A geração desse poluente aumenta linearmente com a corrente de descarga e sua concentração é maior quando baixas vazões de ar são usadas (FENG; LONG; YU, 2016). Portanto, a medição da concentração deste coproduto tem recebido atenção de pesquisadores (SHI; EKBERG, 2015; FENG; LONG; MO, 2016; CHOI et al., 2017, 2018). Como tensões elétrica positivas levam a menores correntes de descarga que tensões negativas e, assim, a menores concentrações de ozônio (FENG; LONG; YU, 2016), alguns estudos recomendam a aplicação de tensões positivas em sistemas de ventilação para ambientes fechados (TIAN et al., 2018; TIAN; MO, 2019).

Os resultados apresentados neste subtópico mostraram que o desempenho da filtração pode ser amplamente melhorado por meio do aumento do mecanismo de coleta de atração eletrostática, o que pode ser alcançado carregando o aerossol, o meio filtrante, ou ambos. A eficiência de coleta é aumentada, especialmente para partículas finas, sem aumento significativo da queda de pressão. Dessa forma, o estudo, desenvolvimento e utilização de filtros híbridos se justifica não apenas pela mera combinação de dois eficientes coletores de partículas, mas também pelo efeito sinérgico que pode ser obtido entre as duas operações.

3.2.2 Coletor de partículas híbrido compacto (COHPAC)

A patente de Chang (1992) apresentou o Coletor de Partículas Híbrido Compacto (COHPAC), desenvolvido para tratar gases de combustão de uma caldeira. O sistema era composto por um precipitador eletrostático, um filtro de mangas, e uma unidade opcional de carregamento elétrico de material particulado entre os dois equipamentos. Segundo o autor, cerca de 90,0 a 99,9 % das partículas seriam coletadas pelo precipitador eletrostático do COHPAC. O carregamento elétrico adicional teria como objetivo promover certa aglomeração das partículas restantes na corrente gasosa, em geral partículas submicrônicas, e, conseqüentemente, facilitar a coleta delas nas mangas. A Figura 20 apresenta as vistas esquemáticas superior (a) e lateral (b) de uma das versões do equipamento. Nesta versão, o último campo elétrico de um precipitador eletrostático é substituído por mangas filtrantes. As setas indicam a direção do escoamento do gás de combustão.

Figura 20 – Vistas esquemáticas superior (a) e lateral (b) de uma das versões do COHPAC, nas quais podem ser identificados os eletrodos de descarga (1), as placas coletoras (2) e as mangas filtrantes (3).



Fonte: Adaptado de CHANG (1992).

De acordo com a patente, a vantagem do COHPAC em relação a precipitadores eletrostáticos convencionalmente utilizados para tratamento do gás de combustão de termoelétricas é a maior eficiência de coleta de material particulado fino. Em comparação com filtros de mangas tradicionais, o equipamento apresenta menor queda de pressão, devido à baixa concentração de material particulado após a passagem do gás pelo precipitador eletrostático e à carga elétrica residual das partículas a serem filtradas nas mangas. Tais fatores possibilitam a operação do COHPAC a velocidades superficiais de filtração entre 4 e 20 cm s^{-1} , maiores que as velocidades superficiais praticadas em filtros de mangas tradicionais, em torno de 1 cm s^{-1} . Dessa forma, a área necessária para filtração é menor para as mangas do equipamento híbrido que no caso de se utilizar um filtro de mangas tradicional para o mesmo processo (CHANG, 1992).

A primeira unidade do COHPAC foi instalada na usina termoelétrica a carvão Big Brown, no Texas. Inicialmente, um equipamento em escala piloto foi testado para o tratamento do gás de combustão de uma unidade com capacidade de geração de 1 MW. O limite máximo desejado para emissão de material particulado, igual a $0,01 \text{ lb MBTU}^{-1}$, foi alcançado, e, então, o COHPAC foi instalado em outra unidade da mesma empresa, com capacidade de geração de 154 MW. As principais motivações para a substituição dos precipitadores eletrostáticos previamente existentes foram a busca pelo atendimento às legislações mais rígidas sobre as emissões de material particulado e a necessidade de se controlar também as emissões de dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio e mercúrio (FILTER MEDIA CONSULTING INC., 1997).

Construção semelhante ao COHPAC foi apresentada na patente registrada por Plaks; Sedman (1993). A patente trata da adequação de precipitadores eletrostáticos existentes, por exemplo, em unidades de incineração de lixo, de forma a torná-los equipamentos eficientes para coleta de enxofre, mercúrio e outras substâncias tóxicas presentes nos gases de combustão. Tais substâncias não são efetivamente coletadas em precipitadores eletrostáticos convencionais, pois tendem a aderir ao material particulado fino. As diferenças em relação ao COHPAC são a presença de placas perfuradas após o último campo elétrico do precipitador eletrostático e de eletrodos de descarga entre as mangas. O objetivo das placas perfuradas é distribuir a velocidade do gás que chega às mangas filtrantes, e a função dos eletrodos de descarga entre as mangas é promover carregamento elétrico adicional ao material particulado, intensificando, dessa forma, sua deposição no meio filtrante.

Em filtros híbridos, como o COHPAC, a coleta de material particulado mais grosseiro se dá, de forma preferencial, na etapa de precipitação eletrostática. A passagem de apenas partículas mais finas para a etapa de filtração nas mangas pode trazer sérios empecilhos à utilização destes equipamentos. Dependendo do formato das partículas, tortas formadas por material fino podem ser extremamente compactadas e apresentar permeabilidade muito baixa, devido à melhor acomodação das partículas finas. Nesses casos, a queda de pressão através da torta aumenta de forma muito rápida, o que leva a um aumento do consumo de energia para limpeza, aumento da frequência de limpeza e, conseqüentemente, acelera o desgaste e a substituição das mangas.

Devido a esses fatores, Taylor (2006) propôs, em sua patente, que um dispositivo com a função de aglomerar partículas fosse instalado entre o precipitador eletrostático e as mangas do COHPAC. O objetivo da aglomeração era aumentar o tamanho médio das partículas

a serem filtradas nas mangas, o que evitaria a formação de tortas muito compactadas. O autor sugeriu duas possíveis formas de aglomeração: química e eletrostática. A aglomeração química refere-se à injeção de produtos químicos, como a amônia, responsáveis por criar uma camada aderente na superfície das partículas, favorecendo sua aglomeração. Já a aglomeração eletrostática acontece em uma câmara subdividida em seções, pelas quais o escoamento de gás se divide, de forma que aproximadamente 50 % da vazão é submetida a carregamento eletrostático positivo, e o restante, a carregamento negativo. Dessa forma, quando um escoamento único é restabelecido, na saída da câmara, as partículas carregadas pelo gás são atraídas umas às outras.

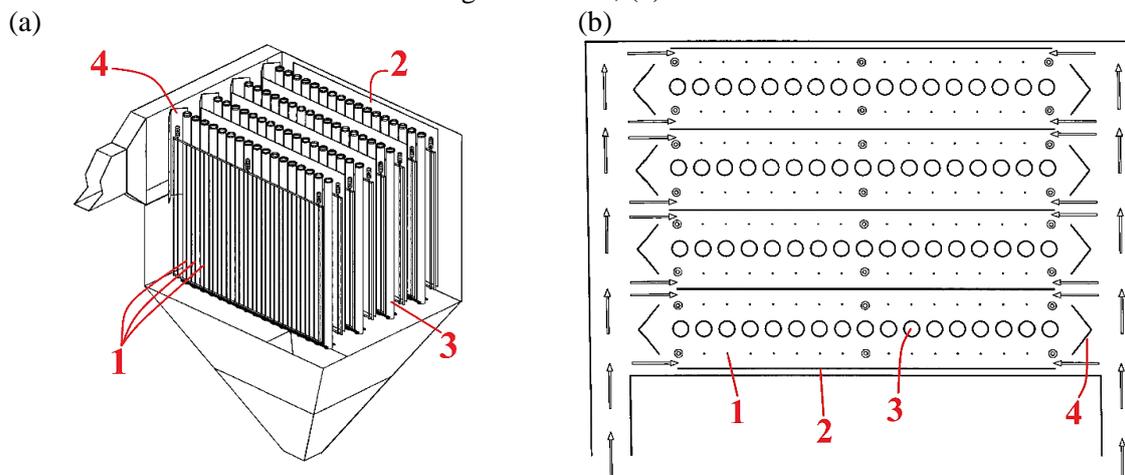
Outras duas patentes propuseram-se a solucionar o problema da formação de tortas compactas nas mangas do COHPAC: a de Pedersen; Poulsen (2011) e a de Baeck (2011). Pedersen; Poulsen (2011) desenvolveram um equipamento semelhante à versão do COHPAC mostrado na Figura 20, porém com ausência de eletrodos de descarga entre algumas das placas coletoras do precipitador. Dessa forma, parte do material particulado mais grosso, que seria coletado por precipitação eletrostática, passa pelas placas sem ser coletado e atinge as mangas.

Baeck (2011), por sua vez, propôs a criação de um by-pass para desviar parte da vazão de gás do precipitador eletrostático, levando-a diretamente para o filtro de mangas. Em outra versão descrita na mesma patente, o autor sugeriu que uma porção do material particulado depositado nas tremonhas do primeiro campo elétrico do precipitador eletrostático fosse adicionada ao gás antes de este adentrar o filtro de mangas. Estas partículas, de diâmetro maior, se misturariam, então, com o material particulado fino na saída do precipitador, e evitariam, assim, a formação de tortas muito compactadas nas mangas.

3.2.3 Coletor de partículas híbrido avançado (AHPC)

O filtro híbrido descrito na patente registrada por Miller (1999) foi denominado Coletor de Partículas Híbrido Avançado (AHPC) e é apresentado pela Figura 21. Na vista superior (b), as setas indicam a direção do escoamento de gás. Nota-se que o equipamento possui duas entradas. Na vista em perspectiva (a), uma das entradas foi omitida para que se pudesse observar melhor o interior do filtro. O equipamento é composto por fileiras de mangas filtrantes, placas coletoras entre as fileiras de mangas, e eletrodos de descarga posicionados entre as mangas e as placas coletoras. Há ainda a presença de defletores, que direcionam o escoamento de gás, primeiramente, para a chamada zona eletrostática, composta pelos eletrodos de descarga e placas coletoras.

Figura 21 – Vistas esquemáticas em perspectiva (a) e superior (b) do Coletor de Partículas Híbrido Avançado (AHPC) desenvolvido por Miller (1999): (1) eletrodos de descarga; (2) placas coletoras; (3) mangas filtrantes; (4) defletores.

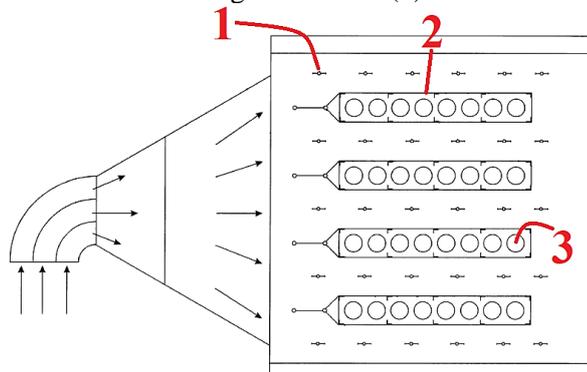


Fonte: Adaptado de MILLER (1999).

O gás flui em direção ao interior das mangas, e deixa o equipamento pela parte superior delas. Durante o processo de limpeza por jato de ar pulsante, o material particulado que se desprende das mangas é coletado preferencialmente pelas placas coletoras adjacentes. Essa característica é descrita como a principal vantagem do AHPC frente ao COHPAC e aos filtros de mangas convencionais. Nestes, grande parte do material particulado que se desprende das mangas durante a limpeza é simplesmente recoletada por mangas adjacentes, e apenas aglomerados grandes de partículas se depositam na tremonha.

Em outra patente, o autor apresentou uma construção diferente do AHPC (Figura 22). A diferença desta versão em relação a anterior está no fato de que as mangas filtrantes são completamente envoltas pelas placas coletoras, e estas apresentam aberturas para permitir a passagem do gás. Na Figura 22, as setas indicam a direção do escoamento de gás, que passa, primeiramente pela zona eletrostática, composta pelos eletrodos de descarga e pelas placas coletoras perfuradas, e, depois, segue em direção às mangas. De acordo com a patente, as aberturas das placas perfuradas podem ter tamanhos, formatos e arranjos geométricos diversos (MILLER, 2002). Alguns autores avaliaram a influência do tamanho e do formato das aberturas das placas na eficiência do equipamento, e os resultados obtidos por eles estão resumidos adiante, no subtópico 3.2.6.1 (LONG; YAO, 2012; TU; SONG; YAO, 2017). O AHPC foi instalado para teste na termoeletrica a carvão Big Stone, na Dakota do Sul, em 1999, e apresentou bons resultados, com eficiências de remoção de material particulado em torno de 99,996 % (“Gore-Tex membrane filters clean exhaust gases”, 2002; WINTERS, 2003).

Figura 22 – Vista esquemática superior de uma versão do AHPC apresentada na patente de Miller (2002), na qual podem ser vistos os eletrodos de descarga (1), as placas coletoras perforadas (2) e as mangas filtrantes (3).



Fonte: Adaptado de MILLER (2002).

Miller; Zhuang; Almlie (2011) propuseram em sua patente que uma membrana porosa condutiva fosse utilizada no lugar do tecido das mangas do AHPC. Esta membrana poderia ser feita de metal, liga metálica, compósitos de carbono, cerâmicas condutivas, entre outros. As partículas seriam atraídas para a membrana por forças eletrostáticas, o que permitiria a formação de tortas mais porosas e mais permeáveis na superfície da membrana. Além das vantagens relacionadas ao aumento mais lento da queda de pressão através do meio filtrante, a utilização de membranas condutivas ainda ofereceria a possibilidade de se operar a altas temperaturas, o que muitas vezes é um fator limitante à utilização de mangas de tecidos e polímeros.

3.2.4 Comparação entre COHPAC e AHPC

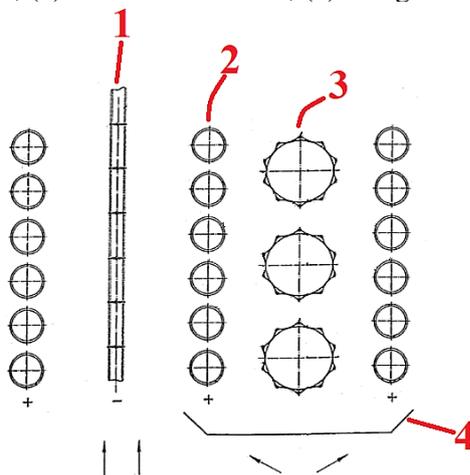
O COHPAC pode ser construído a partir de precipitadores eletrostáticos existentes, por meio da substituição dos últimos campos elétricos por mangas filtrantes (LIU et al., 2016). O equipamento também pode ser construído a partir de precipitadores eletrostáticos ou filtros de mangas existentes, por meio da instalação de um filtro de mangas a jusante do precipitador, ou de um precipitador eletrostático a montante do filtro (GUTIÉRREZ ORTIZ et al., 2007; ARAGON et al., 2015; CONTRERAS et al., 2015). Dessa forma, essa tecnologia pode ter custo de instalação reduzido em processos industriais que utilizem precipitadores eletrostáticos ou filtros de mangas. Já o AHPC apresenta a vantagem de possibilitar maior integração entre as operações do precipitador eletrostático e da filtração, já que as mangas são instaladas entre os eletrodos coletores. Dessa forma, o material particulado que passa pelas placas da zona eletrostática sem ser coletado tende a atingir as mangas antes que perca as cargas elétricas adquiridas. A coleta de material particulado eletricamente carregado é intensificada nas mangas devido à força de imagem entre as partículas e a fibra dielétrica e ao campo elétrico

criado pela deposição de tais partículas no meio filtrante. Além disso, o material particulado despreendido durante a operação de limpeza das mangas do AHPC é facilmente coletado pelas placas, e não pelas mangas adjacentes.

3.2.5 Outras configurações

Scheuch (2003) desenvolveu e registrou em patente um filtro híbrido com construção diferente do COHPAC e do AHPC. O equipamento, mostrado esquematicamente na Figura 23, contém filtros de mangas, eletrodos de descarga e coletores cilíndricos ao redor das fileiras de mangas. As setas indicam a direção do escoamento de gás admitido ao equipamento. Placas defletoras posicionadas nas extremidades das fileiras de mangas direcionam o gás primeiramente para a zona de carregamento eletrostático. Grande parte do material particulado é coletada nos tubos cilíndricos, cujo formato tem o objetivo de aumentar a superfície coletora da zona eletrostática. O restante das partículas é coletada nas mangas, através das quais o gás flui para deixar o equipamento. Durante a limpeza das mangas, as partículas são atraídas para os tubos coletores mais próximos, evitando que sejam recoletadas por mangas adjacentes. Dentre as possíveis aplicações citadas na patente, estão metalúrgicas e indústrias de material de construção.

Figura 23 – Vista esquemática superior do equipamento híbrido desenvolvido por Scheuch (2003): (1) eletrodos de descarga; (2) cilindros coletores; (3) mangas filtrantes; (4) defletores.

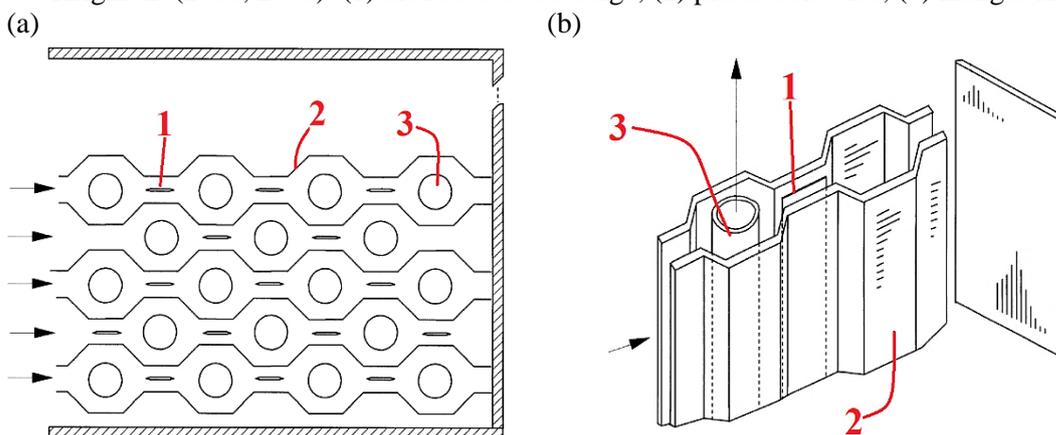


Fonte: Adaptado de SCHEUCH (2003).

Outra construção de filtro híbrido foi desenvolvida e registrada em patente por Krigmont (2003, 2005). A Figura 24 apresenta as vistas esquemáticas superior (a) e em perspectiva (b) do equipamento. Placas coletoras corrugadas são dispostas de forma a criar zonas estreitas e largas pelas quais o gás esco. Nas zonas estreitas, são posicionados eletrodos de descarga em formato de placas planas, enquanto nas zonas largas estão as mangas filtrantes.

As placas corrugadas e os eletrodos de descarga são mantidos a potenciais elétricos diferentes, de forma que haja descarga corona nas extremidades dos eletrodos de descarga. O material particulado é coletado na superfície das placas corrugadas e nas mangas. A única saída para o escoamento de gás é pelo interior das mangas.

Figura 24 – Vistas esquemáticas superior (a) e em perspectiva (b) do filtro híbrido desenvolvido por Krigmont (2003, 2005): (1) eletrodos de descarga; (2) placas coletoras; (3) mangas filtrantes.



Fonte: Adaptado de KRIGMONT (2003, 2005).

Não foram encontrados na literatura trabalhos que investigassem as características da filtração híbrida utilizando as configurações descritas nas patentes de Scheuch (2003) ou de Krigmont (2003, 2005), nem relatos sobre aplicações industriais desses equipamentos. Os resultados analisados no subtópico seguinte (3.2.6) foram obtidos em equipamentos baseados no COHPAC ou no AHPC, em escala de bancada, piloto ou industrial. A possibilidade de adaptação de precipitadores eletrostáticos ou filtros de mangas já existentes para construção do COHPAC e a simplicidade estrutural do AHPC foram fatores que contribuíram para que estas duas configurações se popularizassem, tanto no meio acadêmico quanto no setor industrial.

3.2.6 Performance da filtração híbrida

Neste subtópico, as seguintes características da filtração híbrida são analisadas: eficiência de coleta de material particulado (3.2.6.1), queda de pressão (3.2.6.2), campo elétrico e densidade espacial de carga (3.2.6.3), coleta de mercúrio e metais pesados (3.2.6.4).

3.2.6.1 Eficiência de coleta de material particulado

A influência do tamanho das partículas na eficiência de coleta foi estudada por Long; Yao (2013), por meio de modelagem e simulação de um AHPC em escala industrial, semelhante ao mostrado na Figura 22. Foram considerados oito diferentes tamanhos de

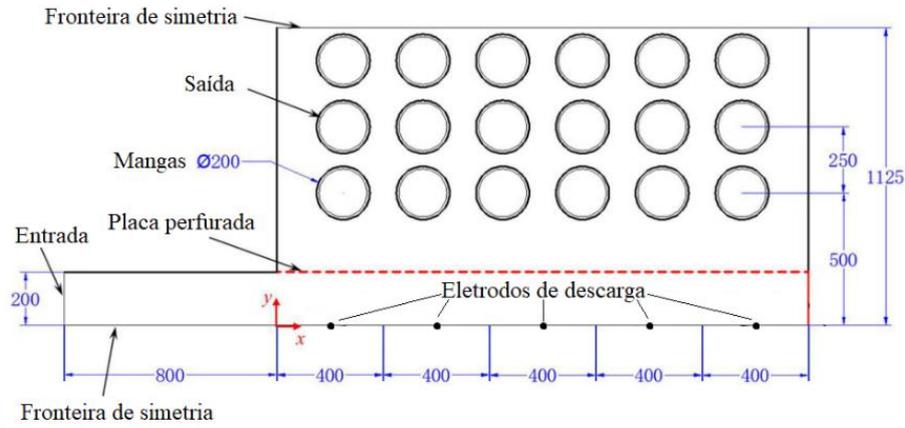
partículas, entre 0,01 e 10 μm . A eficiência de coleta de partículas com tamanhos entre 0,01 e 0,3 μm nas placas da zona eletrostática variou pouco e foi de, aproximadamente, 45 %. A baixa variação foi explicada pela pequena diferença entre as magnitudes das forças de arraste e elétrica atuando sobre as partículas com tamanho menor que 0,3 μm . A partir do tamanho de 0,3 μm , a influência da força elétrica sobre a trajetória das partículas começou a aumentar, e, conseqüentemente, a eficiência de coleta na zona eletrostática também passou a aumentar, superando 50 % para partículas com tamanho de 2 μm . Partículas com tamanho de 5 e 10 μm apresentaram eficiências de coleta nas placas em torno de 60 e 70 %, respectivamente.

Liu et al. (2016) compararam as emissões de material particulado de duas caldeiras industriais de leito fluidizado a carvão idênticas, B1 e B2, a primeira equipada com precipitador eletrostático e a segunda com filtro híbrido. O filtro híbrido, nesse caso, era uma adequação de um equipamento igual ao precipitador eletrostático da caldeira B1, com os dois últimos campos elétricos substituídos por mangas filtrantes, de polisulfeto de fenileno (PPS) e PTFE, com área total de filtração superior a 12.000 m^2 . O filtro híbrido apresentou eficiências de coleta de material particulado maiores que o precipitador eletrostático para todos os tamanhos de partículas analisados, entre 0,03 e 10 μm . As maiores diferenças entre as performances dos equipamentos foram obtidas para partículas na faixa de tamanho entre 0,1 e 2,0 μm . Nessa faixa, o material particulado adquire baixa carga elétrica, pois tanto os mecanismos de carregamento de campo e difusional são fracos, o que leva a baixas eficiências de coleta no precipitador eletrostático. Tais partículas são coletadas preferencialmente nas mangas do filtro híbrido. As eficiências de coleta de $\text{PM}_{2,5}$ do precipitador eletrostático e do filtro híbrido foram iguais a 98,90 % e 99,96 %, respectivamente.

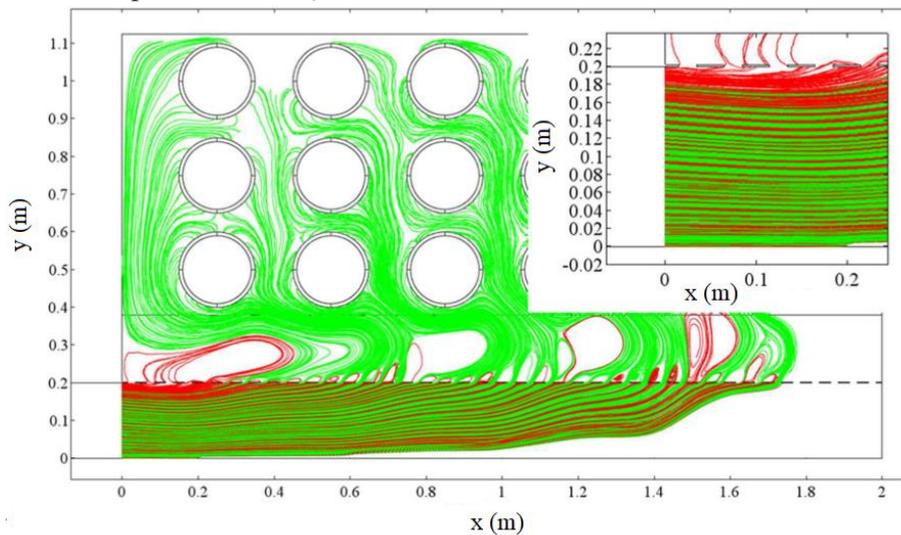
Tu; Song; Yao (2018) simularam a distribuição do campo elétrico, o escoamento do fluido, o carregamento elétrico e a deposição das partículas em equipamento híbrido com construção baseada no AHPC, mostrado na Figura 25a. Na mesma figura, são apresentadas as trajetórias de 1000 partículas de 1 μm (b) e 10 μm (c), uniformemente injetadas na entrada do equipamento. As trajetórias das partículas que foram coletadas na placa perfurada são apresentadas em vermelho, enquanto as das partículas que passaram pela zona eletrostática sem serem coletadas são mostradas em verde. Partículas maiores adquiriram mais cargas elétricas e, conseqüentemente, foram coletadas pela placa de maneira mais rápida e eficiente. Já as menores, devido às baixas cargas elétricas adquiridas e à maior suscetibilidade ao arraste pela corrente gasosa, foram preferencialmente coletadas nas mangas filtrantes.

Figura 25 – Coletor híbrido utilizado nas simulações de Tu; Song; Yao (2018). Estrutura do equipamento (a) e trajetórias das partículas com tamanho de $1\ \mu\text{m}$ (b) e de $10\ \mu\text{m}$ (c), com o vermelho representando as partículas coletadas pela placa perfurada e o verde, as que passaram pela zona eletrostática sem serem coletadas.

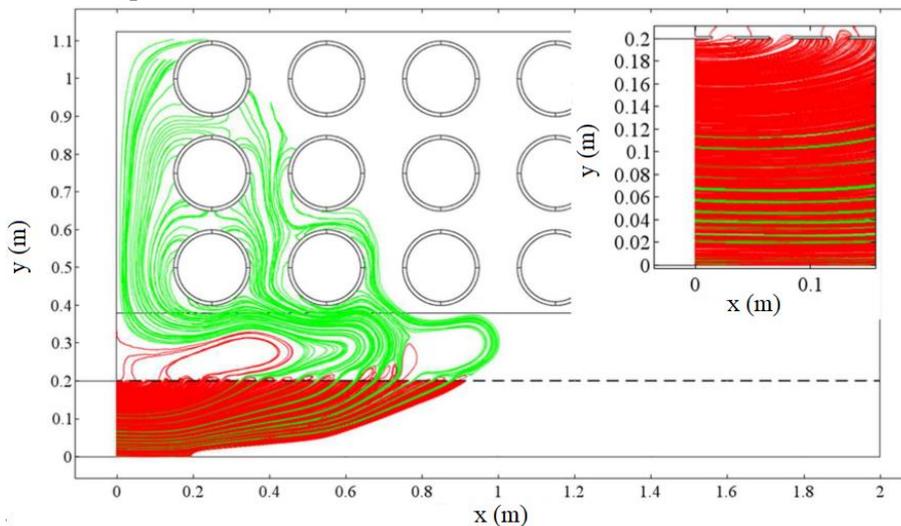
(a)



(b) Trajetórias das partículas de $1\ \mu\text{m}$



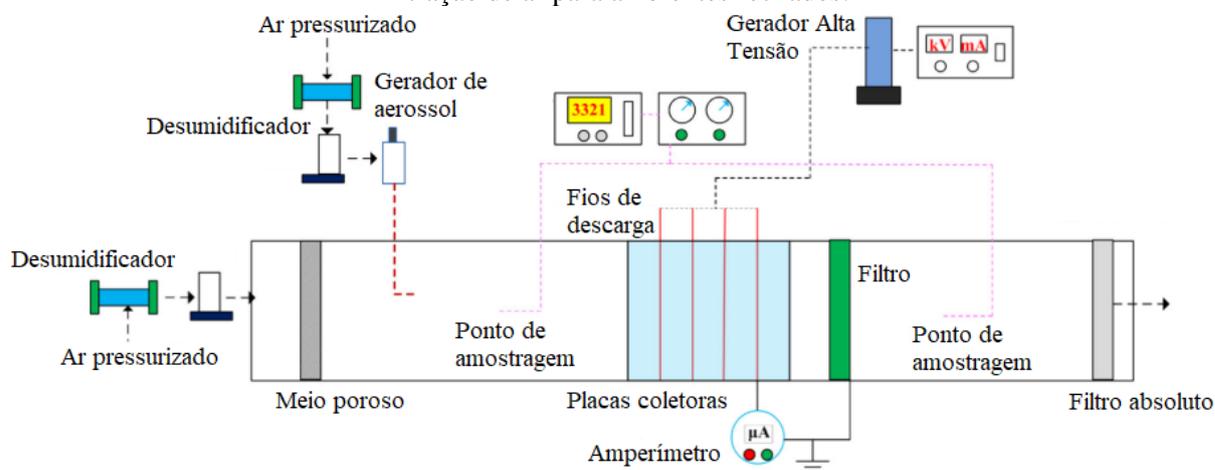
(c) Trajetórias das partículas de $10\ \mu\text{m}$



Fonte: Adaptado de TU; SONG; YAO (2018).

Feng; Long; Yu (2016) construíram um equipamento híbrido em escala de bancada para estudar a filtração de ar para ambientes fechados. O equipamento, mostrado na Figura 26, era composto por um precipitador eletrostático e um filtro fibroso no formato de uma barreira, alocado em série no mesmo dispositivo. Quando aplicada tensão elétrica de -6,5 kV e utilizado filtro de PE, a eficiência de coleta de partículas com tamanho de 0,5 μm foi em torno de 87 %, chegando próximo a 98 % para partículas com tamanho de 2,5 μm . Utilizando filtro de polipropileno (PP) com fibra de vidro, para a mesma tensão elétrica aplicada, a eficiência de coleta aproximou-se de 100 % para partículas com tamanho entre 0,5 e 2,5 μm .

Figura 26 – Filtro híbrido em escala de bancada desenvolvido por Feng; Long; Yu (2016) para filtração de ar para ambientes fechados.



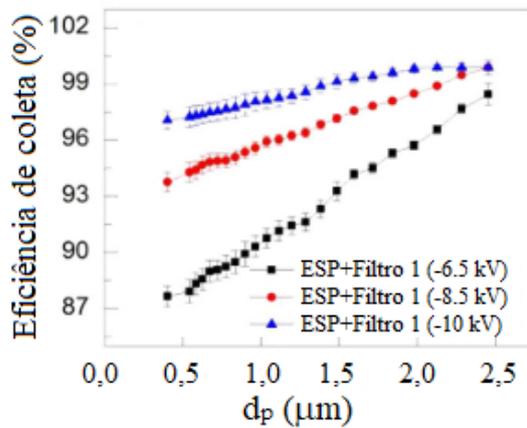
Fonte: Adaptado de FENG; LONG; YU (2016).

A caracterização dos meios filtrantes utilizados mostrou que o filtro de PE tinha espessura de 0,4 mm, diâmetro de fibra igual a 20 μm e queda de pressão igual a 8 Pa, enquanto o filtro de PP/fibra de vidro tinha espessura de 2 mm, diâmetro de fibra igual a 10 μm e queda de pressão de 38 Pa. Analisando os resultados apresentados pelos autores, é possível observar que o meio filtrante de PP/fibra de vidro tinha uma menor permeabilidade, devido ao maior valor de queda de pressão, o que, geralmente, aumenta a eficiência de coleta de partículas. Outro ponto importante é o menor diâmetro das fibras do filtro de PP/fibra de vidro. A influência do diâmetro das fibras na eficiência de coleta de material particulado fino vem sendo estudada, e alguns autores mostraram que fibras de menores diâmetros favorecem a coleta (LI; GONG, 2015; AL-ATTABI et al., 2018; BORTOLASSI et al., 2019). Entretanto, a queda de pressão do filtro de PE foi quase cinco vezes menor que a queda de pressão do filtro de PP/fibra de vidro. Em um filtro industrial, a menor queda de pressão consistiria em uma importante vantagem do filtro de PE, referente ao menor gasto energético do processo.

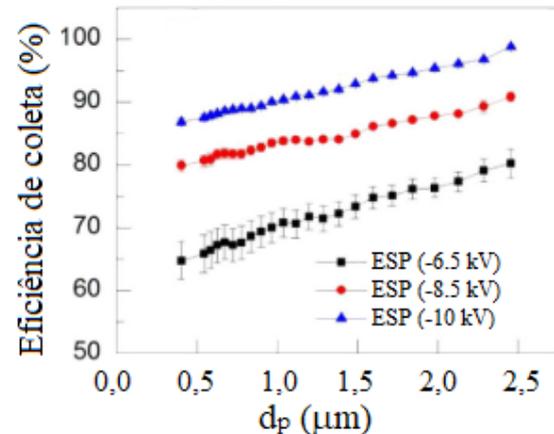
A influência da tensão elétrica na eficiência de coleta do filtro híbrido pode ser verificada na Figura 27, que mostra os resultados para o filtro de PE. O acréscimo da tensão provocou aumento da eficiência, não só no equipamento como um todo (a), mas também em cada um dos dispositivos (b e c). Maiores tensões geraram aumento da intensidade do campo elétrico e, conseqüentemente, aumento da concentração de íons, melhorando a performance do precipitador eletrostático (Figura 27b). A coleta pelas fibras foi intensificada a maiores tensões, devido à força de imagem entre as partículas e a fibra dielétrica, e ao campo elétrico através do meio filtrante, criado pela deposição de partículas carregadas nas fibras (Figura 27c). O filtro híbrido apresentou maior eficiência de filtração para todos os tamanhos de partículas analisados e para os três níveis de tensão elétrica em comparação com os casos em que apenas um dos dispositivos era utilizado (FENG; LONG; YU, 2016).

Figura 27 – Eficiência de filtração em função do diâmetro das partículas para diferentes tensões elétricas aplicadas no filtro híbrido equipado com filtro de PE (Filtro 1): (a) eficiência do equipamento como um todo; (b) eficiência do precipitador eletrostático; (c) eficiência do filtro fibroso.

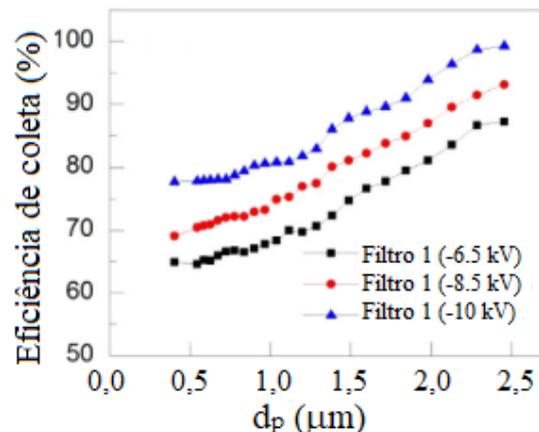
(a) Eficiência do filtro híbrido



(b) Eficiência do precipitador eletrostático



(c) Eficiência do filtro



Fonte: Adaptado de FENG; LONG; YU (2016).

A influência da porcentagem de abertura das placas perfuradas do AHPC na eficiência de coleta de material particulado foi estudada por Long; Yao (2012), por meio de modelagem numérica e simulação. Foram modelados o escoamento do fluido e das partículas, a descarga corona, o carregamento elétrico do material particulado e a filtração na membrana das mangas. A placa perfurada utilizada nas simulações continha 26 aberturas, cujos diâmetros foram variados de forma a criar seis placas com porcentagens superficiais de abertura diferentes, entre 25 e 64 %. A velocidade superficial de filtração foi de $3,6 \text{ m min}^{-1}$, e foram simulados três níveis de tensão elétrica: 20, 30 e 40 kV. Os resultados mostraram que a eficiência mássica de coleta de material particulado nas placas perfuradas da zona eletrostática aumentou com o aumento da tensão elétrica aplicada para as seis diferentes porcentagens superficiais de abertura das placas. Assim como verificado nos resultados experimentais de Feng; Long; Yu (2016), maiores tensões provocaram aumento da intensidade do campo elétrico e fizeram com que a eficiência de coleta da zona eletrostática aumentasse. Foi observada uma redução da influência da porcentagem superficial de abertura da placa na eficiência de coleta da zona eletrostática à medida que se aumentava a tensão elétrica aplicada. Isso ocorreu pois, a tensões elevadas, a força elétrica predominou sobre a força de arraste atuando sobre as partículas.

Tu; Song; Yao (2017), além da porcentagem de abertura das placas perfuradas, variaram também a geometria das placas do AHPC, e avaliaram a influência dos dois parâmetros na eficiência de coleta da zona eletrostática, por meio de ensaios em laboratório e simulações. Nos ensaios experimentais, foram utilizadas cinzas volantes de uma termoelétrica a carvão. A eficiência de coleta da zona eletrostática não sofreu alterações significativas diante das alterações no formato, tamanho e arranjo das aberturas das placas coletoras.

Os resultados dos trabalhos apresentados neste subtópico permitem concluir que filtros híbridos, ao combinarem os fenômenos envolvidos na precipitação eletrostática e na filtração, promovem aumento de eficiência de coleta de material particulado em todas as faixas de tamanho, particularmente de partículas superfinais, em comparação ao precipitador eletrostático ou ao filtro de mangas operando individualmente. A coleta de partículas superfinais em filtros híbridos acontece, preferencialmente, nas mangas. Em alguns casos, a depender do formato do material particulado, a deposição de tais partículas nas mangas pode gerar a formação de tortas extremamente compactadas. Nesses casos, a queda de pressão e a energia necessária para limpeza das mangas aumentam, e, conseqüentemente, os tempos de ciclo e a vida útil das mangas diminuem. Assim, muitas das vantagens da utilização do equipamento

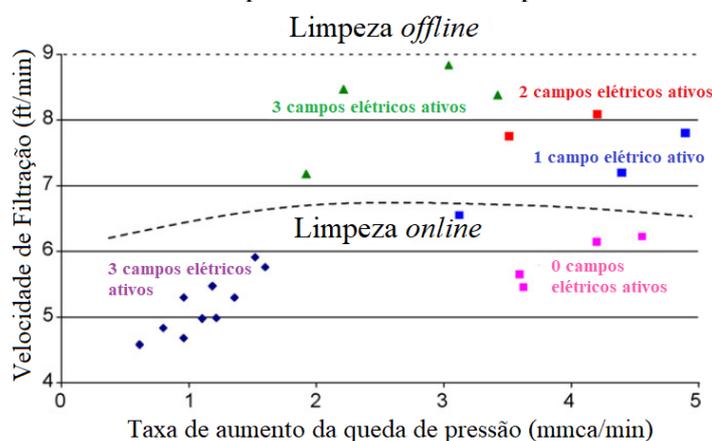
híbrido podem ser perdidas. Os resultados descritos mostraram também que acréscimos de tensão elétrica aplicada promovem aumento de eficiência de coleta, tanto na zona eletrostática quanto no filtro de mangas.

3.2.6.2 Queda de pressão

Gutiérrez Ortiz et al. (2007) avaliaram o desempenho de um filtro híbrido em escala piloto, com capacidade para tratar $15.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de gás de combustão de uma termoelétrica a carvão. Um filtro de mangas de feltro com membrana de PTFE, com sistema de limpeza por jato de ar pulsante e área de filtração de 90 m^2 , foi conectado à saída de um precipitador eletrostático já existente, dando origem ao equipamento híbrido. A performance da filtração sob diferentes condições operacionais foi avaliada por meio da análise da taxa de aumento da queda de pressão durante o processo. Foram variados o modo de limpeza das mangas (*online* ou *offline*), a velocidade superficial de filtração ($5,5\text{--}8,5 \text{ ft min}^{-1}$, ou $1,7\text{--}2,6 \text{ m min}^{-1}$) e o número de campo elétricos ativos (0 a 3). A limpeza *online* era realizada sem a interrupção da vazão de gás, enquanto a limpeza *offline* era feita após a interrupção da vazão de gás.

A Figura 28 mostra a relação entre a velocidade superficial de filtração e a taxa de aumento da queda de pressão durante a filtração para as diversas condições testadas. Para dado número de campos elétricos ativos, a taxa de aumento da queda de pressão aumentou com o acréscimo da velocidade superficial de filtração. Maiores velocidades superficiais de filtração eram alcançadas por meio de acréscimos na vazão de gás, o que significava maiores vazões de material particulado atingindo as mangas e, conseqüentemente, maiores taxas de aumento da queda de pressão durante a filtração (GUTIÉRREZ ORTIZ et al., 2007).

Figura 28 – Velocidade superficial de filtração em função da taxa de aumento da queda de pressão em diferentes modos de limpeza e números de campos elétricos ativos.



Fonte: Adaptado de GUTIÉRREZ ORTIZ et al. (2007).

Foi observado também que o aumento do número de campos elétricos ativos levou a menores taxas de aumento da queda de pressão. Mais campos elétricos ativos promoveram maior coleta de material particulado nas placas do precipitador eletrostático e, assim, menor quantidade de partículas atingiu as mangas durante a filtração. Com relação aos diferentes sistemas de limpeza testados, os resultados mostraram que a limpeza *offline*, realizada após a interrupção da vazão de gás, foi mais eficiente que a limpeza *online* e permitiu a operação a maiores velocidades superficiais de filtração (GUTIÉRREZ ORTIZ et al., 2007).

Long; Yao (2012) estudaram a influência da tensão elétrica aplicada e da porcentagem de abertura da placa perfurada do AHPC na queda de pressão, por meio de modelagem e simulação. O equipamento simulado tinha placa perfurada com espessura de 4 mm e 26 aberturas circulares e filtro de membrana com espessura de 1,5 mm. Os diâmetros das aberturas da placa foram variados na simulação, de forma que foram testadas seis diferentes porcentagens de abertura da placa. A velocidade superficial média de filtração foi de 3,6 m min⁻¹. Foram simulados três níveis de tensão elétrica: 20, 30 e 40 kV. A queda de pressão total, ou seja, a soma das quedas de pressão da zona eletrostática e do meio filtrante com a torta, foi contabilizada após um minuto do início da injeção de material particulado. A queda de pressão foi menor para tensões elétricas maiores, mas não apresentou relação clara com a porcentagem de abertura da placa perfurada. Tal como observado por Gutiérrez Ortiz et al. (2007), maiores tensões elétricas aumentaram a eficiência de coleta de partículas na zona eletrostática. Conseqüentemente, vazões mássicas menores de material particulado atingiram o meio filtrante, fazendo com que a queda de pressão fosse menor.

Nos trabalhos apresentados neste subtópico, a queda de pressão aumentou de forma mais lenta à medida que a coleta de partículas na zona eletrostática foi intensificada. Dessa forma, a frequência de limpeza nos equipamentos híbridos seria menor que em filtros de mangas, o que levaria a um desgaste menor, a uma vida útil mais longa e a menores custos com manutenção e substituição das mangas do filtro híbrido. Vale ressaltar que este comportamento não é regra geral para a filtração híbrida. Como mencionado nos subtópicos 3.2.2 e 3.2.6.1 desta revisão, a coleta de material particulado fino no tecido das mangas pode levar à formação de tortas extremamente compactadas e impermeáveis, o que dirime as vantagens da utilização do filtro híbrido.

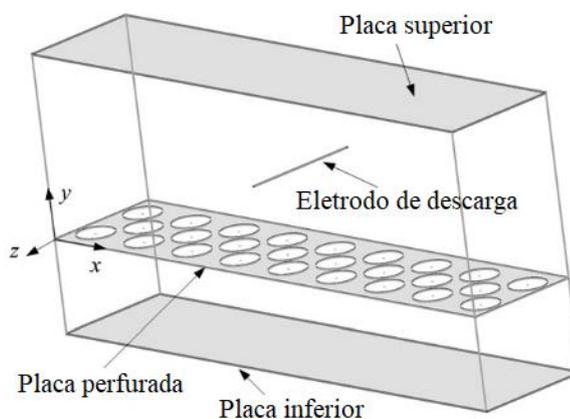
Outro ponto que merece atenção é a construção de compartimentos compactos para alocação das mangas de filtros híbridos. A observação de menores taxas de aumento de queda de pressão durante a filtração em equipamentos híbridos pode levar à operação a

velocidades superficiais de filtração maiores e, conseqüentemente, a menores áreas de filtração requeridas para determinado processo. Isto significa dizer que o número de mangas necessárias é menor no equipamento híbrido, em comparação a filtros de mangas tradicionais, o que leva à construção de compartimentos menores para alocação das mangas. Entretanto, há que se considerar que a construção de compartimentos pequenos para alocação das mangas pode resultar em altas velocidades ascendentes de gás e material particulado no interior destes compartimentos. O sistema de limpeza de mangas mais usado atualmente é o jato de ar pulsante *online*, ou seja, sem interrupção da vazão de gás. Altas velocidades ascendentes podem tornar a limpeza *online* extremamente ineficiente, pois dificultam a sedimentação dos aglomerados de partículas desprendidos das mangas. Assim, as partículas são arrastadas pela corrente de gás e recoletadas pelas mangas. Altas velocidades superficiais de filtração podem, ainda, promover a penetração de partículas no meio filtrante e, dessa forma, dificultar a limpeza das mangas. Estes problemas não foram abordados nos trabalhos revisados.

3.2.6.3 Campo elétrico e densidade espacial de carga

Long et al. (2009) construíram um equipamento em escala de bancada baseado no AHPC e mediram as correntes elétricas geradas mediante diferentes tensões aplicadas. O equipamento consistia de um eletrodo de descarga e três placas metálicas aterradas: placa superior, placa intermediária perfurada e placa inferior, conforme ilustrado na Figura 29. O eletrodo de descarga ficava alocado entre a placa superior e a placa perfurada. A placa inferior ficava na posição onde, no AHPC, estaria a superfície da manga filtrante. Os experimentos foram realizados com e sem a presença da placa perfurada.

Figura 29 – Esquema do filtro híbrido utilizado por Long et al. (2009).



Fonte: Adaptado de LONG et al. (2009).

Os resultados mostraram que a corrente elétrica gerada no equipamento com placa perfurada foi cerca de duas vezes maior que a corrente elétrica no equipamento sem placa

perfurada para cada tensão aplicada. A partir dos resultados experimentais, os autores simularam o campo elétrico e a densidade espacial de carga no equipamento com e sem a placa perfurada. Sem a placa perfurada, o campo elétrico na superfície da placa inferior apresentou valores maiores em mais de seis vezes, e a densidade espacial de carga foi maior em mais de três vezes que no caso com placa perfurada. Os resultados da simulação mostraram que a placa perfurada é um bom escudo para a manga filtrante, prevenindo o desgaste provocado pelo campo elétrico. Tu; Song; Yao (2018) chegaram a conclusões semelhantes ao observar que a densidade espacial de carga e a força do campo elétrico na região além das placas perfuradas do AHPC diminuem rapidamente. Essas variáveis apresentaram valores próximo a zero nas proximidades das mangas filtrantes.

Os resultados das simulações de Long; Yao (2012) mostraram que o campo elétrico tem grande influência sobre o campo de velocidade. O escoamento nas proximidades dos eletrodos de descarga apresentou grande quantidade de vórtices, que se intensificaram com o aumento da tensão elétrica aplicada. Além disso, as maiores velocidades foram observadas na região próxima aos eletrodos de descarga, em direção às placas perfuradas. Assim, os efeitos combinados dos campos elétrico e de velocidade devem ser levados em consideração em trabalhos de modelagem e simulação de filtros híbridos.

3.2.6.4 Coleta de mercúrio e metais pesados

Um AHPC em escala de bancada foi utilizado por Choi et al. (2007) para investigar os efeitos da composição do gás de combustão e das condições operacionais na coleta de mercúrio, presente na corrente gasosa em concentração igual a $30 \mu\text{g m}^{-3}$. Os efeitos da taxa de adição de carvão ativado (Darco FGD, com diâmetro médio mássico de $4,57 \mu\text{m}$), da temperatura, da adição dos gases SO_2 e NO , e da tensão elétrica aplicada foram analisados. O carvão ativado funciona como adsorvente para o mercúrio. Assim, acréscimos da taxa de adição de carvão ativado no sistema provocaram aumento da eficiência de remoção de mercúrio da corrente gasosa. Entretanto, a partir da taxa de C/Hg de 10.000 (gramas de carvão por grama de mercúrio), os aumentos na eficiência foram menos pronunciados. Com a taxa C/Hg fixada em 10.000, a temperatura do processo foi variada. A eficiência de coleta de mercúrio aumentou com a diminuição da temperatura, principalmente para valores abaixo de 100°C . A partir deste resultado, os autores concluíram que a adsorção de mercúrio pelo carvão ativado acontece preferencialmente por mecanismo físico. Dessa forma, altas temperaturas promovem sua dessorção.

Gases ácidos como SO₂ e NO oxidam o mercúrio elementar (Hg⁰). A redução da concentração de mercúrio elementar na saída do AHPC foi mais pronunciada com adição de NO que de SO₂, devido à maior reatividade do NO com mercúrio. A aplicação de tensão elétrica também apresentou efeito positivo sobre a eficiência de coleta de mercúrio elementar no equipamento, devido à oxidação do mercúrio pelo ozônio gerado na descarga corona. O maior valor de eficiência de remoção de mercúrio foi de 63,1 %, alcançado com adição de carvão ativado na taxa C/Hg igual a 5.000, temperatura de 130 °C, SO₂ com concentração de 1.000 ppm, NO com concentração de 500 ppm e aplicação de tensão elétrica de -25 kV. A limpeza das mangas, por jato de ar pulsante, era acionada quando a queda de pressão atingia o valor de 50 mmH₂O (490 Pa) (CHOI et al., 2007).

A remoção de mercúrio pelo AHPC foi também estudada por Benson et al. (2009). Equipamento semelhante ao apresentado na Figura 22, em escala piloto, com mangas de PTFE, foi utilizado em série com um precipitador eletrostático convencional, para tratamento do gás de combustão de uma unidade termoeletrica a carvão, com capacidade de geração de 0,16 MW. O AHPC foi operado a 40–60 kV, 4 mA, e velocidade superficial de filtração igual a 3,66 m min⁻¹. Adsorventes à base de carvão ativado e oxidantes foram testados no sistema, e as concentrações de mercúrio foram medidas nas correntes de entrada e saída do sistema de controle de poluição. As curvas de eficiência de remoção do mercúrio em função da taxa de adição dos adsorventes testados mostraram comportamento assintótico, assim como no trabalho de Choi et al. (2007). Ou seja, a partir de determinados valores de taxas de adição, os aumentos de eficiência se tornaram menos pronunciados, limitados pelo transporte de massa. Um dos oxidantes testados no AHPC foi cloreto de sódio. A eficiência de remoção de mercúrio aumentou com acréscimos na taxa de adição de NaCl. Isso ocorreu pois, durante a combustão, houve a liberação de Cl e reações que resultaram em HOCl e Cl₂, que reagiram quimicamente com Hg⁰. Além disso, o cloro ligado a um sítio catalítico nas superfícies das cinzas volantes ou de carbono pode oxidar Hg⁰ e aumentar a coleta do mercúrio.

Contreras et al. (2015) avaliaram a remoção de metais vestigiais do gás de combustão proveniente da queima de biomassa em uma caldeira de leito fluidizado, utilizando um sistema híbrido. O equipamento era composto por precipitador eletrostático seguido de filtro de mangas, tinha capacidade para tratar 1.000 Nm³ h⁻¹ de gás, e as mangas eram de feltro e membrana de PTFE. Os resultados indicaram que metais mais voláteis tendem a aderir ao material particulado mais fino, coletado preferencialmente nas mangas filtrantes. Mesmo para estes metais, as eficiências de remoção obtidas no filtro híbrido foram significativas: 40–60 %

para mercúrio e selênio, 50–70 % para cádmio e 80–90 % para antimônio e zinco. O mesmo equipamento foi utilizado nos experimentos de Aragon et al. (2015). Foram testadas três diferentes biomassas como combustível da caldeira de leito fluidizado, e aplicados dois níveis de tensão elétrica, 15 e 20 kV, com a vazão de gás variando entre 1.100 e 1.250 Nm³ h⁻¹. O material coletado nas mangas tinha concentrações maiores de cádmio, cobre e chumbo que o coletado no precipitador eletrostático, o que corroborou com a importância da utilização do filtro híbrido para coleta de metais pesados.

Sung et al. (2017) avaliaram a performance do AHPC para remoção de material particulado e mercúrio, em escala piloto. O equipamento foi instalado entre o precipitador eletrostático e o dessulfurizador já existentes para controle de poluição de uma termoelétrica a carvão, e tinha capacidade para tratar 240.000 m³ h⁻¹ de gás de combustão, equivalente a 20 % do total gerado na caldeira. Dessa forma, os 80 % restantes da vazão de gás continuaram sendo tratados no sistema preexistente, e as performances dos equipamentos foram comparadas. O equipamento híbrido apresentou eficiência de remoção de material particulado igual a 99,21 %, contra 85,23 % do precipitador eletrostático e 68,13 % do dessulfurizador. As eficiências de remoção de mercúrio no filtro híbrido e no dessulfurizador foram de, aproximadamente, 66 %, superiores à eficiência obtida no precipitador eletrostático, de cerca de 40 %. A limpeza das mangas era realizada com jato de ar pulsante quando a queda de pressão atingia o valor de 100 mmH₂O, condição que foi mantida durante o período de estudo, de um ano. A eficiência de coleta de mercúrio no filtro híbrido foi ainda aumentada para 79,79 % por meio da adição de carvão ativado em pó (SUNG et al., 2019).

Os trabalhos revisados neste subtópico mostraram que filtros híbridos podem ser uma alternativa promissora, não apenas para controle de emissão de material particulado, mas também para remoção de mercúrio e outros metais presentes em correntes gasosas. É possível adicionar adsorventes sólidos ao processo, como os compostos à base de carvão ativado, capazes de adsorver mercúrio nas formas elementar (Hg⁰) e oxidada (Hg²⁺). O comportamento assintótico das curvas de eficiência de remoção de mercúrio em função da taxa de injeção de adsorventes mostrou a necessidade de se determinar uma taxa ótima de injeção, ponderando a eficiência de remoção desejada e os custos com adsorvente. Também é possível trabalhar com a adição de oxidantes, como os gases NO e SO₂, que agem transformando Hg⁰ em Hg²⁺. A captura de mercúrio na forma oxidada pode ser feita tanto por adsorção como por lavagem do gás. Com exceção de Choi et al. (2007) e Sung et al. (2017), os autores citados neste subtópico não informaram em seus trabalhos os valores de queda de pressão nos equipamentos estudados,

nem o sistema de limpeza de mangas utilizado. Informações sobre o aumento da queda de pressão em função do tempo de filtração são fundamentais para a avaliação de sistemas de filtração, pois impactam diretamente no gasto energético do processo.

3.2.7 Condições experimentais e principais resultados

As características dos equipamentos híbridos, as condições experimentais e os principais resultados dos trabalhos citados nesta revisão encontram-se resumidos na Tabela A1 do Apêndice A. A performance dos filtros híbridos é influenciada tanto pelas variáveis determinantes da filtração (como material do meio filtrante, sua espessura, diâmetro das fibras, velocidade superficial de filtração, distribuição de tamanho das partículas, propriedades adesivas do material particulado, temperatura, umidade, pressão) quanto pelas variáveis importantes na precipitação eletrostática (como composição química, distribuição de tamanho, resistividade elétrica das partículas, intensidade do campo elétrico, tempo de residência, umidade) (WANG, 2001; HUANG; CHEN, 2002; JING et al., 2013; DOMAT; KRUIS; FERNANDEZ-DIAZ, 2014; SANZ et al., 2015; SHI; EKBERG, 2015). Dessa forma, investigações sistemáticas são necessárias para avaliar as características da filtração híbrida em cada caso. A maioria dos trabalhos disponíveis na literatura investigou a utilização de filtros híbridos para o tratamento do gás de combustão proveniente de caldeiras a carvão. Com relação às diversas outras possíveis aplicações de filtros híbridos, tais como metalurgia e siderurgia, filtração de ar para ambientes fechados, unidades de incineração, indústria de cimento e materiais de construção, ainda há muito a ser estudado.

3.2.8 Fator de qualidade modificado

A comparação de desempenho entre diferentes filtros híbridos, ou de filtros híbridos com filtros não assistidos eletrostaticamente por meio do fator de qualidade, definido pela Equação 34, no subtópico 3.1.4.7, seria injusta, pois não levaria em consideração os custos adicionais com energia elétrica associados à energização do precipitador eletrostático, ao carregamento elétrico das partículas, ou à polarização do meio filtrante. Com o objetivo de contornar o problema, fatores de qualidade modificados têm sido apresentados na literatura (FENG; LONG; MO, 2016; TIAN; MO; LI, 2018).

A Equação 35 apresenta um dos fatores de qualidade modificados, QF' , definido por Tian; Mo; Li (2018). Nela, η_{fan} é a eficiência do sistema de ventilação e P_d é a potência dissipada. A potência dissipada no precipitador eletrostático pode ser calculada a partir da

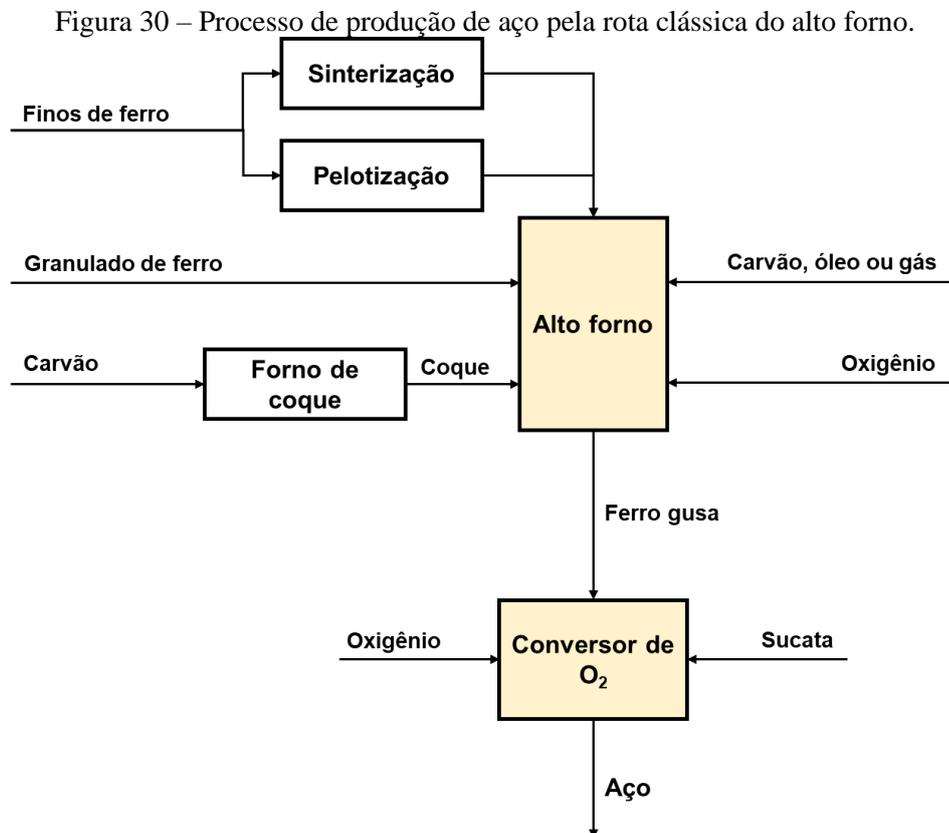
Equação 36, na qual U_{ESP} é a tensão elétrica aplicada ao precipitador, I é a corrente elétrica gerada e A_s é a área da seção transversal do precipitador.

$$QF' = \frac{-\ln(1 - \eta_F)}{\Delta P + \frac{\eta_{fan} P_d}{V_f}} \quad (35)$$

$$P_d = \frac{U_{ESP} I}{A_s} \quad (36)$$

3.3 PROCESSO SIDERÚRGICO

Das quatro rotas utilizadas atualmente no mundo para a produção de aço, duas são consideradas as rotas principais, pela alta porcentagem que representam sobre a produção mundial. São elas: a rota clássica do alto forno e a fusão direta de sucata, ou forno de arco elétrico. As outras duas rotas, chamadas de rotas alternativas, são a redução de fundição e a redução direta. A rota clássica do alto forno, mostrada esquematicamente pela Figura 30, é a mais complexa e amplamente utilizada nas chamadas siderúrgicas integradas, grandes parques industriais que se caracterizam por possuir fluxos interdependentes de material e energia entre as diversas unidades produtivas (REMUS et al., 2013).



Fonte: Adaptado de REMUS et al. (2013).

O alto forno é a principal operação unitária da rota clássica. Nele, acontece a redução primária do minério de ferro, gerando o ferro gusa. A carga que alimenta os altos fornos modernos, de alta performance, precisa ser preparada fisicamente, por meio da sinterização ou pelotização, métodos de aglomeração do minério. Os principais agentes redutores utilizados no alto forno são o coque e o carvão pulverizado, que formam monóxido de carbono e hidrogênio, reduzindo os óxidos de ferro. O coque, produzido a partir de carvão no forno de coque, e o carvão atuam também como combustíveis no alto forno. Em muitos casos, agentes redutores e combustíveis adicionais, tais como óleo e gás natural, são também utilizados. O ferro gusa produzido no alto forno é transportado a um forno conversor de oxigênio, onde o teor de carbono é diminuído de aproximadamente 4 % para menos de 1 %, gerando o aço. O aço líquido que deixa o forno conversor de oxigênio é, então, fundido em lingotes ou por meio do lingotamento contínuo. Os produtos fundidos, sejam eles lingotes, placas ou blocos, são posteriormente processados em laminadores e linhas de acabamento dos produtos (REMUS et al., 2013).

Como um dos materiais pulverulentos utilizados neste trabalho foi o pó proveniente do processo de sinterização, esse processo será explicado em maiores detalhes neste tópico. A sinterização permite que o desempenho do alto forno seja melhorado, pois aumenta a permeabilidade e a redutibilidade da carga, por meio da aglomeração do minério de ferro. A matéria-prima da sinterização consiste na mistura de finos de ferro, aditivos, tais como cal e olivina, e materiais de ferro reciclados de operações a jusante, como pó proveniente da limpeza de filtros de mangas e outros resíduos. A essa mistura, são adicionados finos de coque, que atuam como combustível no processo de sinterização. O material a ser sinterizado é alimentado a uma grande grade móvel de ferro fundido resistente ao calor, chamada de máquina de sinterização (Figura 31), sobre uma camada com profundidade de 30–50 mm de síter reciclado. A camada inferior tem como objetivos evitar que o material passe pelas aberturas da grade e proteger a máquina do calor da mistura (REMUS et al., 2013).

Em plantas modernas, a camada de material a ser sinterizado tem aproximadamente 400–600 mm de profundidade. Na extremidade da grade móvel, queimadores de gás fazem a ignição dos finos de coque presentes na mistura. Embaixo da grade, um potente ventilador promove a sucção do ar do processo por todo o comprimento do leito de sinterização e o direciona para câmaras de distribuição, chamadas de caixas de vento. À medida que a mistura avança ao longo da máquina, a frente de combustão é puxada para baixo através da

mistura, gerando calor suficiente, com temperaturas entre 1300–1480 °C, para sinterizar as partículas finas em um clínquer poroso conhecido como sinter (REMUS et al., 2013).

Figura 31 – Fotografia de uma máquina de sinterização.



Fonte: REMUS et al. (2013).

Uma série de reações químicas ocorrem durante o processo de sinterização, gerando pó e emissões gasosas. Tais reações ocorrem simultaneamente e influenciam-se mutuamente. O gás residual contém partículas de ferro, chumbo, cloretos alcalinos, óxidos de enxofre e de nitrogênio, cloreto e fluoreto de hidrogênio, hidrocarbonetos, monóxido de carbono, dentre outros. No final da máquina de sinterização, a camada de sinter segue para um triturador, onde é quebrada. Em muitas plantas, o sinter passa por um processo de peneiramento a quente, em que finos com tamanho menor que 5 mm são separados e reciclados para a mistura de alimentação. O sinter segue, então, para o resfriador, geralmente uma estrutura rotativa que utiliza ar para o resfriamento. O material resfriado é transferido para telas que separam as peças que serão utilizadas no alto forno (4–50 mm) dos finos, que retornam para o início do processo de sinterização (REMUS et al., 2013).

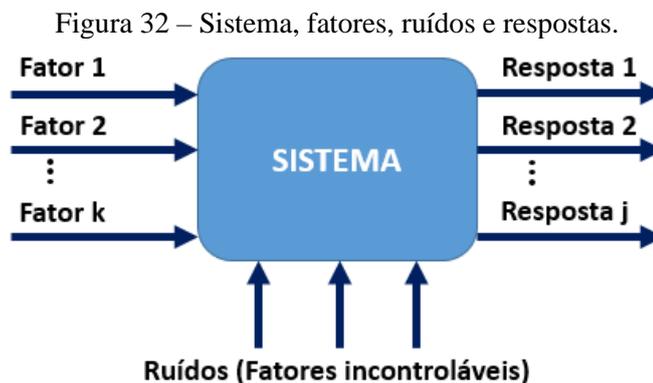
As emissões gasosas da sinterização contribuem significativamente para a emissão global de uma siderúrgica integrada, podendo representar até 50 % da emissão total de particulados. O sistema de despoeiramento principal, chamado de despoeiramento primário, é responsável pelo tratamento dos gases provenientes da máquina de sinterização. O despoeiramento secundário, por sua vez, refere-se ao controle de poluição dos demais pontos de emissão do processo de sinterização, como a zona de descarga da máquina, a trituração, o

peneiramento e resfriamento do sinter, e o transporte dos materiais ao longo do processo. Precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas são geralmente utilizados, e o pó recuperado é reciclado para a mistura inicial do processo (REMUS et al., 2013).

O material particulado emitido no início da máquina de sinterização é um pó mais grosseiro, originado da alimentação e da camada inferior de sinter. Já o pó encontrado na zona de sinterização, após a evaporação completa da água, é um particulado mais fino. Enquanto a composição química do material particulado mais grosseiro está relacionada à composição da mistura de alimentação da máquina, no material mais fino são encontrados cloretos alcalinos e de chumbo, que se formam durante o processo de sinterização. Em precipitadores eletrostáticos, o material mais grosseiro, rico em ferro, é coletado de maneira muito eficiente. Por outro lado, os cloretos alcalinos que compõem o material particulado mais fino elevam a resistividade elétrica dessa fração do pó para valores entre 10^{10} – 10^{11} Ω m, prejudicando a coleta por precipitação eletrostática. O material mais fino é coletado de maneira mais eficiente com o uso de outras tecnologias, como por exemplo o filtro de mangas (REMUS et al., 2013).

3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Na linguagem estatística, as variáveis que podem influenciar o processo ou sistema são os fatores, os quais podem ser controláveis ou não. Geralmente, fatores que não são controláveis são chamados ruídos. Durante a realização dos experimentos, deve-se tomar muito cuidado com os ruídos, para que seu efeito não seja confundido com os efeitos de interesse. As variáveis de saída do sistema que se deseja estudar são as respostas, e a função que descreve a influência dos fatores sobre as respostas do sistema é denominada superfície de resposta. Fatores e respostas podem ser variáveis quantitativas ou qualitativas. A Figura 32 ilustra um sistema genérico, seus fatores, ruídos e respostas (MONTGOMERY; RUNGER, 2014).



Fonte: Adaptado de MONTGOMERY; RUNGER (2014).

A validade das conclusões que são tiradas de experimentos depende muito de como os experimentos foram conduzidos. Dessa forma, o planejamento estatístico de experimentos tem papel fundamental na solução do problema que motivou a realização dos experimentos. Trata-se de uma ferramenta poderosa para estudar sistemas complexos, em que diversos fatores e as interações entre eles podem afetar as respostas, cujo objetivo principal é extrair o máximo de informações possível por meio de um número mínimo de experimentos. Em experimentos planejados, o experimentador provoca variações propositalmente nos fatores, observa as respostas e, então, infere quais fatores e interações entre fatores são responsáveis pelas mudanças observadas (TOUTENBURG, 1995; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

Os valores que os fatores assumem nos experimentos são denominados níveis. Tipicamente, um número pequeno de níveis para cada fator é utilizado, como dois ou três, e combinações entre os níveis dos fatores para formar diferentes cenários constituem o chamado planejamento fatorial. Planejamentos fatoriais de dois níveis são simples de serem executados e muito úteis em investigações preliminares (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014). Diversos exemplos de aplicações de planejamentos fatoriais podem ser encontrados na literatura, nas mais variadas áreas do conhecimento, como cuidados de saúde, assistência médica e políticas sociais (MONTGOMERY; ASTIN; PETERS, 2011; MDEGE et al., 2014; KAHAN et al., 2020), engenharia química, química analítica e quimiometria, abrangendo, por exemplo, cromatografia e espectrometria (HIBBERT, 2012; NOVAES et al., 2016; FERREIRA et al., 2018; XU et al., 2018), análise química de alimentos (FERREIRA et al., 2019; NARENDERAN; MEYYANATHAN; KARRI, 2019), ciências farmacêuticas e nanotecnologia (FUKUDA et al., 2018; ZOGHI; KHOSRAVI-DARANI; OMRI, 2018).

3.4.1 Planejamento Fatorial Completo

O planejamento fatorial é dito completo quando todas as combinações possíveis entre os níveis dos fatores são testadas. Dessa forma, se há k fatores a serem estudados, e cada um deles assume dois níveis, um planejamento fatorial completo irá requerer, no mínimo, 2^k experimentos, sendo, por isso, chamado planejamento fatorial 2^k . O planejamento fatorial 2^k é particularmente útil nos estágios iniciais do trabalho experimental quando se deseja investigar muitos fatores. Dentre os planejamentos fatoriais completos, é o que necessita do menor número de ensaios experimentais para estudar a influência de k fatores em determinada resposta. Devido ao fato de só haver dois níveis para cada fator, assume-se que a resposta é aproximadamente linear dentre os níveis selecionados (MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

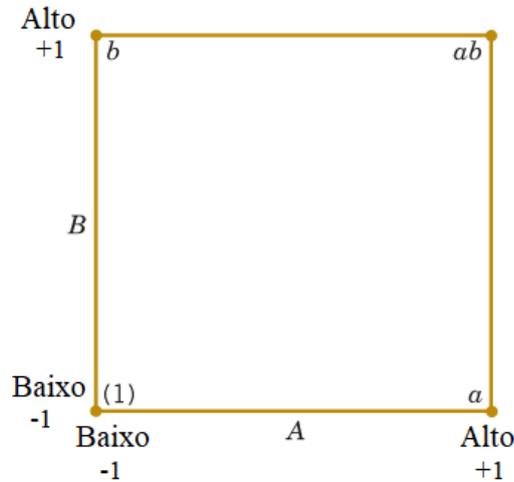
Os níveis dos fatores podem ser quantitativos, como valores de temperatura, pressão ou tempo, ou qualitativos, como duas máquinas ou dois operadores diferentes (MONTGOMERY; RUNGER, 2014). São encontrados na literatura trabalhos das mais diversas áreas do conhecimento que mesclaram variáveis quantitativas e qualitativas em seus planejamentos experimentais. Zamani et al. (2010) estudaram os efeitos do estresse salino resultante da presença de cloreto de sódio na germinação de quatro cultivares de canola por meio de um planejamento fatorial. Enquanto um dos fatores estudados era o cultivar de canola, variável qualitativa, outro era a concentração molar de NaCl na germinação, variável quantitativa. Choquette-Labbé et al. (2014), por sua vez, utilizaram um planejamento fatorial para investigar a degradação fotocatalítica de compostos fenólicos na presença de nanopartículas de dióxido de titânio e radiação ultravioleta. Dois fatores eram quantitativos – tamanho da partícula de TiO_2 e temperatura – e um, qualitativo – tipo de composto fenólico. Outro exemplo é o trabalho de Abou-Senna (2016), que examinou a eficácia de um modelo de simulação de tráfego em uma rede de rodovias urbanas por meio de um planejamento fatorial com três fatores qualitativos e quatro respostas quantitativas.

Em um planejamento fatorial completo 2^k , se há 2 fatores, cada um deles assume os níveis alto (+1) e baixo (-1). Dessa forma, o número mínimo de experimentos necessários para que todas as combinações possíveis sejam testadas será $2^2 = 4$, conforme apresentado na Tabela 1, na chamada matriz de planejamento. O uso dos sinais + e - para indicar os níveis dos fatores é chamado notação geométrica do planejamento. Em planejamentos fatoriais 2^k , as diferentes combinações entre os níveis dos fatores são geralmente representadas por letras minúsculas. A presença da letra indica que o fator correspondente está em seu nível alto (+1), enquanto a ausência indica nível baixo (-1). O experimento em que todos os fatores estão em nível baixo é representado por (1). A Figura 33 é a representação geométrica do planejamento 2^2 , na qual os vértices do quadrado são as combinações possíveis entre os níveis de cada fator (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014; WOODS; LEWIS, 2017).

Tabela 1 – Matriz de planejamento fatorial 2^2 .

| Experimento | Representação | Fator A | Fator B |
|--------------------|----------------------|----------------|----------------|
| 1 | (1) | -1 | -1 |
| 2 | a | +1 | -1 |
| 3 | b | -1 | +1 |
| 4 | ab | +1 | +1 |

Fonte: Adaptado de MONTGOMERY; RUNGER (2014).

Figura 33 – Representação geométrica do planejamento fatorial 2^2 .

Fonte: Adaptado de MONTGOMERY; RUNGER (2014).

O efeito principal de determinado fator sobre uma resposta é definido como a mudança observada nessa resposta quando o nível do determinado fator é alterado. Por exemplo, considerando o planejamento mostrado na Tabela 1 e na Figura 33, o efeito principal do fator A na resposta y é calculado de acordo com a Equação 37, enquanto o efeito principal do fator B na mesma resposta é calculado pela Equação 38. O efeito da interação entre os dois fatores, por sua vez, é calculado pela Equação 39. Nestas equações, A representa o efeito principal do fator A na resposta y , B é o efeito principal do fator B, AB é o efeito da interação entre os dois fatores, \bar{y}_i é a média das respostas y observadas no experimento i , e n é o número de réplicas realizadas em cada combinação do planejamento fatorial. Os símbolos (1) , a , b e ab representam as somas das n respostas observadas em cada combinação. As expressões entre colchetes são denominadas contrastes (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

$$A = \bar{y}_{A+} - \bar{y}_{A-} = \frac{a + ab}{2n} - \frac{b + (1)}{2n} = \frac{1}{2n} [a + ab - b - (1)] = \frac{\text{Contraste}_A}{2n} \quad (37)$$

$$B = \bar{y}_{B+} - \bar{y}_{B-} = \frac{b + ab}{2n} - \frac{a + (1)}{2n} = \frac{1}{2n} [b + ab - a - (1)] = \frac{\text{Contraste}_B}{2n} \quad (38)$$

$$AB = \frac{ab + (1)}{2n} - \frac{a + b}{2n} = \frac{1}{2n} [ab + (1) - a - b] = \frac{\text{Contraste}_{AB}}{2n} \quad (39)$$

Ou seja, o efeito principal de A é calculado a partir da subtração entre as médias das respostas do lado direito do quadrado da Figura 33 e as médias das respostas do lado esquerdo. O efeito principal de B é a subtração entre as médias das respostas obtidas no topo do quadrado e as médias observadas na base. A interação AB é a diferença entre as médias nas diagonais do quadrado. De forma geral, para um planejamento fatorial 2^k com n réplicas, os

efeitos são calculados pela Equação 40, a soma dos quadrados para determinado efeito, SQ , é obtida por meio da Equação 41, e o erro quadrático médio, QM , pela Equação 42, onde GL é o número de graus de liberdade associado a cada efeito (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

$$Efeito = \frac{Contraste}{n2^{k-1}} \quad (40)$$

$$SQ = \frac{(Contraste)^2}{n2^k} \quad (41)$$

$$QM = \frac{SQ}{GL} \quad (42)$$

A soma dos quadrados totais, SQ_T , é calculada a partir da soma dos quadrados das diferenças entre todas as respostas observadas em todas as combinações possíveis e seu valor médio. A soma dos quadrados dos erros, SQ_E , por sua vez, é calculada pela diferença entre SQ_T e as somas dos quadrados dos efeitos. No caso do planejamento fatorial 2^2 , por exemplo, SQ_E seria calculado pela Equação 43 (TOUTENBURG, 1995; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

$$SQ_E = SQ_T - SQ_A - SQ_B - SQ_{AB} \quad (43)$$

A partir dos erros quadráticos médios de cada efeito e dos erros, é realizada a análise de variâncias (ANOVA) para determinar se determinado efeito tem influência significativa na resposta estudada. Para isso, é utilizado o teste F para cada efeito. Para o caso do planejamento fatorial 2^2 , o teste F para o efeito principal A seria realizado a partir da Equação 44. Se $f_0 > f_{\alpha, GL_A, GL_E}$, é descartada a hipótese nula de que o efeito A não exerce influência sobre a resposta, ou seja, o efeito principal A tem influência sobre a resposta, ao nível de significância α . De forma análoga, são testadas as hipóteses para verificar se o efeito principal B e se o efeito de interação entre os dois fatores são significativos (LINDMAN, 1992; TOUTENBURG, 1995; BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

$$f_0 = \frac{QM_A}{QM_E} \quad (44)$$

Outra forma de testar os efeitos é por meio do teste t. Prosseguindo com o exemplo do planejamento fatorial 2^2 , um modelo de regressão pode ser ajustado aos dados conforme a Equação 45, onde \hat{y} é a resposta estimada pelo modelo, x_1 e x_2 são os valores

assumidos pelos fatores A e B, respectivamente, e $\hat{\beta}_i$ são os coeficientes do modelo. O teste t verifica quais coeficientes $\hat{\beta}_i$ são significativamente diferentes de zero (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

$$\hat{y}(x_1, x_2) = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x_1 + \hat{\beta}_2 x_2 + \hat{\beta}_{12} x_1 x_2 \quad (45)$$

O coeficiente $\hat{\beta}_0$ assume o valor da média de todas as respostas observadas em todas as combinações possíveis entre os níveis dos efeitos. Os demais coeficientes são calculados de acordo com a Equação 46, e o desvio padrão associado a eles, $DP_{\hat{\beta}}$, é obtido por meio da Equação 47, na qual $\hat{\sigma}$ é estimado a partir da raiz quadrada do erro quadrático médio dos erros, QM_E . A partir desses valores, a estatística t é calculada pela Equação 48, com número de graus de liberdade igual ao de QM_E . Se $t > t_{\alpha, GL_E}$, é descartada a hipótese nula de que o efeito não exerce influência sobre a resposta, ao nível de significância α . Os testes t e F são análogos para investigar os efeitos do planejamento fatorial e, portanto, qualquer um dos dois pode ser utilizado (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

$$\hat{\beta} = \frac{Efeito}{2} \quad (46)$$

$$DP_{\hat{\beta}} = \hat{\sigma} \sqrt{\frac{1}{n2^k}} \quad (47)$$

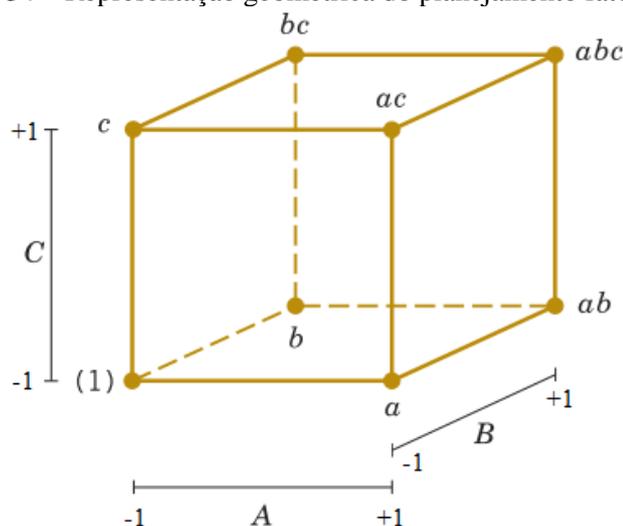
$$t = \frac{\hat{\beta}}{DP_{\hat{\beta}}} \quad (48)$$

O planejamento 2^2 foi utilizado como exemplo nas explicações anteriores por ser o mais simples dentre os planejamentos fatoriais. Entretanto, tais explicações podem ser estendidas a planejamentos com três fatores ou mais, desde que cada fator continue assumindo apenas dois níveis. A Tabela 2 apresenta as combinações possíveis entre níveis de fatores em um planejamento fatorial 2^3 e a Figura 34 mostra a representação geométrica deste planejamento (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

Tabela 2 – Matriz de planejamento fatorial 2^3 .

| Experimento | Representação | Fator A | Fator B | Fator C |
|-------------|---------------|---------|---------|---------|
| 1 | (1) | -1 | -1 | -1 |
| 2 | a | +1 | -1 | -1 |
| 3 | b | -1 | +1 | -1 |
| 4 | ab | +1 | +1 | -1 |
| 5 | c | -1 | -1 | +1 |
| 6 | ac | +1 | -1 | +1 |
| 7 | bc | -1 | +1 | +1 |
| 8 | abc | +1 | +1 | +1 |

Fonte: Adaptado de MONTGOMERY; RUNGER (2014).

Figura 34 – Representação geométrica do planejamento fatorial 2^3 .

Fonte: MONTGOMERY; RUNGER (2014).

Vale ressaltar que a realização de réplicas em cada combinação entre os níveis dos efeitos é fundamental para que os testes dos efeitos possam ser realizados sem a necessidade de se assumir nenhuma hipótese adicional. Quando apenas um experimento é realizado em cada combinação, todos os graus de liberdade são utilizados para estimar os parâmetros do modelo, pois há a mesma quantidade de observações que de parâmetros. Dessa forma, não sobram graus de liberdade para a estimativa dos erros. Nesse caso, para realizar os testes dos efeitos, é necessário assumir, por exemplo, que o efeito de interação não é significativo, e usar o erro quadrático médio desta interação como erro quadrático médio dos erros. Esta hipótese pode estar errada e levar a conclusões equivocadas sobre o sistema (MONTGOMERY; RUNGER, 2014; WOODS; LEWIS, 2017).

Muitas vezes, ao invés de utilizar o planejamento fatorial, experimentadores variam primeiramente o fator A, mantendo o fator B fixo em determinado nível. Observam, então, um ponto de máximo ou mínimo na resposta que está sendo estudada para determinado valor de A. Depois, fixando o fator A neste nível, variam o fator B, e observam, novamente um ponto de máximo ou mínimo na resposta. Chegam, então, à conclusão de que a resposta ótima é aquela encontrada nestes níveis de A e B. Essa abordagem, conhecida como “um fator por vez”, falha drasticamente quando há interação significativa entre fatores. Além de requerer uma quantidade maior de experimentos que o planejamento fatorial, não há nenhuma garantia de que as conclusões obtidas são corretas e, portanto, essa tática deve ser evitada. O planejamento fatorial é a única forma de se descobrir interações entre variáveis (TOUTENBURG, 1995; MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

3.4.2 ANOVA aplicada a experimentos com um único fator

Muitas vezes, deseja-se verificar se um único fator apresenta influência significativa sobre determinada resposta. Nesses casos, o experimentador pode definir a níveis para o referido fator e realizar os experimentos de interesse, com n réplicas para cada nível. Dessa forma, são obtidas n respostas da variável de interesse para cada nível do fator que está sendo avaliado (Tabela 3). Na tabela, y_{ij} representa a j -ésima resposta obtida com o fator no nível i , y_i . a soma das observações no nível i , \bar{y}_i . a média das observações no nível i , $y_{..}$ a soma de todas as observações, e $\bar{y}_{..}$ a média de todas as observações. Este é o chamado modelo de efeitos fixos, e a análise de variâncias (ANOVA) pode ser utilizada para comparar as médias das respostas de cada nível (MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

Tabela 3 – Dados de um experimento genérico de fator único.

| Nível | Resposta | | | | Soma | Média |
|----------|----------|----------|----------|----------|--------------|--------------------|
| 1 | y_{11} | y_{12} | \dots | y_{1n} | $y_{1\cdot}$ | $\bar{y}_{1\cdot}$ |
| 2 | y_{21} | y_{22} | \dots | y_{2n} | $y_{2\cdot}$ | $\bar{y}_{2\cdot}$ |
| \vdots | \vdots | \vdots | \ddots | \vdots | \vdots | \vdots |
| a | y_{a1} | y_{a2} | \dots | y_{an} | $y_{a\cdot}$ | $\bar{y}_{a\cdot}$ |
| | | | | | $y_{..}$ | $\bar{y}_{..}$ |

Fonte: MONTGOMERY; RUNGER (2014).

A variabilidade total dos dados é descrita pela soma dos quadrados totais, SQ_T (Equação 49), que pode ser particionada de acordo com a Equação 50, em que SQ_{niveis} é a soma dos quadrados dos níveis e SQ_E é a soma dos quadrados dos erros. Estas são calculadas por meio das Equações 51 e 52, respectivamente. Ou seja, a soma dos quadrados dos níveis mede as diferenças entre as médias observadas em cada nível e a média total, enquanto a soma dos quadrados dos erros mede as diferenças entre as respostas obtidas dentro de um mesmo nível, que podem ocorrer apenas devido a erros aleatórios.

$$SQ_T = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 \quad (49)$$

$$SQ_T = SQ_{niveis} + SQ_E \quad (50)$$

$$SQ_{niveis} = n \sum_{i=1}^a (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 \quad (51)$$

$$SQ_E = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 \quad (52)$$

Os graus de liberdade associados a SQ_T , SQ_{niveis} e SQ_E são $an - 1$, $a - 1$ e $a(n - 1)$, respectivamente. A divisão da soma dos quadrados pelo respectivo número de graus de liberdade resulta no erro quadrático médio, conforme mostra a Equação 42. Assim, obtém-se o erro quadrático médio dos níveis, QM_{niveis} , e o erro quadrático médio dos erros, QM_E , e calcula-se f_0 por meio da Equação 53. Se $f_0 > f_{\alpha, a-1, a(n-1)}$, é descartada a hipótese nula de que as médias obtidas em cada um dos níveis são iguais, ao nível de significância α . Ou seja, conclui-se que a alteração dos níveis do fator em questão tem efeito significativo sobre a resposta (LINDMAN, 1992; MONTGOMERY; RUNGER, 2014)

$$f_0 = \frac{QM_{niveis}}{QM_E} \quad (53)$$

Quando a hipótese nula é rejeitada, sabe-se que algumas das médias obtidas são diferentes. Entretanto, a ANOVA não permite identificar quais o são. Para resolver este problema, é necessário utilizar os chamados métodos de comparações múltiplas, como o método de diferença significativa mínima de Fisher e o teste de Tukey. Neste trabalho, foi utilizado o teste de Tukey, em que o parâmetro estatístico T_α é calculado (Equação 54). O teste de Tukey declara que duas médias são significativamente diferentes, ao nível de significância α , se o valor absoluto da diferença entre elas for maior que T_α . Na Equação 54, $q_\alpha(a, a(n - 1))$ é um valor tabelado, proveniente da estatística de intervalo estudentizado.

$$T_\alpha = q_\alpha(a, a(n - 1)) \sqrt{\frac{QM_E}{n}} \quad (54)$$

3.4.3 P-valor

O P-valor é o nível de significância mais baixo que levaria à rejeição da hipótese nula em um teste de hipóteses. Tomando como exemplo os testes F e t que são utilizados para testar os efeitos em planejamentos fatoriais, o P-valor é o menor nível de significância α no qual o efeito testado tem influência sobre a resposta. Dessa forma, o P-valor fornece uma informação acerca do peso da evidência contra a hipótese nula, e é chamado de nível de significância observado. Se o P-valor é menor que o nível de significância α escolhido para analisar os dados, a hipótese nula é rejeitada. Quanto menor for seu valor, menor o risco de a hipótese nula estar sendo rejeitada erroneamente (MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

4. MATERIAL E MÉTODOS

Este capítulo está organizado da seguinte forma: o primeiro tópico apresenta a caracterização dos materiais particulados (4.1), o segundo, dos materiais filtrantes utilizados no estudo (4.2), o terceiro refere-se aos ensaios de filtração híbrida de nanopartículas (4.3), e o quarto, à filtração híbrida de micropartículas, sendo elas o calcário dolomítico e o material proveniente da indústria siderúrgica (4.4).

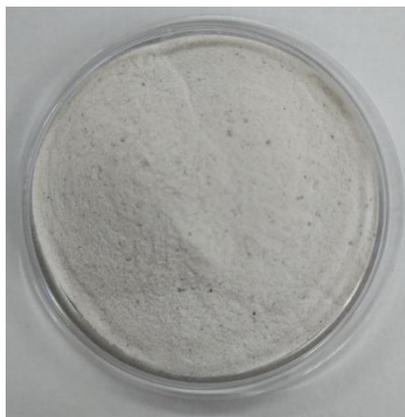
Os dois primeiros subtópicos (4.1 e 4.2) já apresentam, além dos materiais e da metodologia, os resultados e discussões acerca das caracterizações realizadas. Tais resultados e discussões foram incluídos nestes subtópicos para que o tópico seguinte – “5. Resultados e Discussão” – ficasse dedicado exclusivamente aos resultados e discussões relacionados aos ensaios de filtração híbrida, que foram o foco do trabalho. Os resultados das caracterizações dos materiais particulados e dos materiais filtrantes utilizados foram fundamentais para embasar as discussões apresentadas no tópico 5.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS PARTICULADOS

Os materiais particulados utilizados neste estudo foram o calcário dolomítico e o pó de sinterização, mostrados na Figura 35. O primeiro, da marca Calpar, foi adquirido na Cooperativa Agrícola Sul Brasil, localizada na cidade de Marília/SP. O segundo foi coletado nas tremonhas de um filtro de mangas do sistema de despoejamento primário da sinterização de uma das plantas da indústria siderúrgica ArcelorMittal, localizada no município de Serra/ES. O pó coletado nas tremonhas era a melhor representação possível do material particulado processado no filtro de mangas industrial, uma vez que não havia pontos de amostragem nos dutos de entrada de gás do equipamento.

Figura 35 – Materiais particulados utilizados no estudo.

(a) Calcário dolomítico



(b) Pó de sinterização



Uma diferença entre os dois pós de extrema relevância para a filtração pode ser identificada pela simples observação da Figura 35. As partículas de pó de sinterização apresentaram maior coesividade que as de calcário dolomítico, notáveis pela formação de aglomerados. Durante o manuseio dos pós, a maior coesividade do pó de sinterização era percebida também por sua grande facilidade de aderência às superfícies. Os trabalhos de Fagnoli (2010) e De Melo (2021) compararam as filtrações de pós altamente coesivos, como rocha fosfática e terra de diatomáceas, com pós com menores forças de coesão, como talco e calcário, e mostraram que os pós mais coesivos formaram tortas de filtração menos porosas, o que contribuiu para o aumento mais rápido da queda de pressão. Como a energia requerida para a operação de limpeza dos filtros deve ser suficiente para quebrar as forças de coesão entre as partículas, tortas mais coesivas, de uma forma geral, dificultam e encarecem a limpeza.

Ambos os materiais foram peneirados em peneira Bertel ASTM 35, Tyler/Mesh 32, com abertura de 0,50 mm, para remoção de partículas grosseiras que poderiam obstruir e até mesmo danificar os equipamentos. Os pós foram armazenados em estufa a 60 °C para remoção da umidade por no mínimo 24 horas antes da realização das caracterizações e dos ensaios experimentais. Os materiais foram caracterizados em função da circularidade (4.1.1), distribuição granulométrica volumétrica (4.1.2), densidade (4.1.3), composição química (4.1.4), permissividade relativa (4.15) e resistividade elétrica (4.1.6).

4.1.1 Circularidade

Imagens dos pós foram obtidas em microscópio eletrônico de varredura (MEV) FEG Philips XL30, localizado no Laboratório de Caracterização Estrutural (LCE/UFSCar). Para avaliação do formato dos pós, três imagens de cada material foram selecionadas e analisadas por meio do *software* Image Pro Plus, versão 7.0. Os fatores de forma de circularidade das partículas de cada imagem foram aferidos. O fator de forma de circularidade, f_{circ} , é função da área superficial, A_p , e do perímetro da partícula, P_p (ULUSOY, 2008):

$$f_{circ} = \frac{4\pi A_p}{P_p^2} \quad (55)$$

Exemplos de imagens obtidas no MEV dos materiais calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b), utilizadas para aferição do fator de forma de circularidade, são apresentadas na Figura 36. As médias das medidas e os desvios padrão foram calculados e encontram-se na Tabela 4. Considerando os desvios padrão das medições, pode-se dizer que não houve diferença entre as circularidades dos materiais.

Figura 36 – Exemplos de imagens obtidas em MEV dos materiais calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b) – Magnificação: 1000x.

(a) Calcário dolomítico

(b) Pó de sinterização

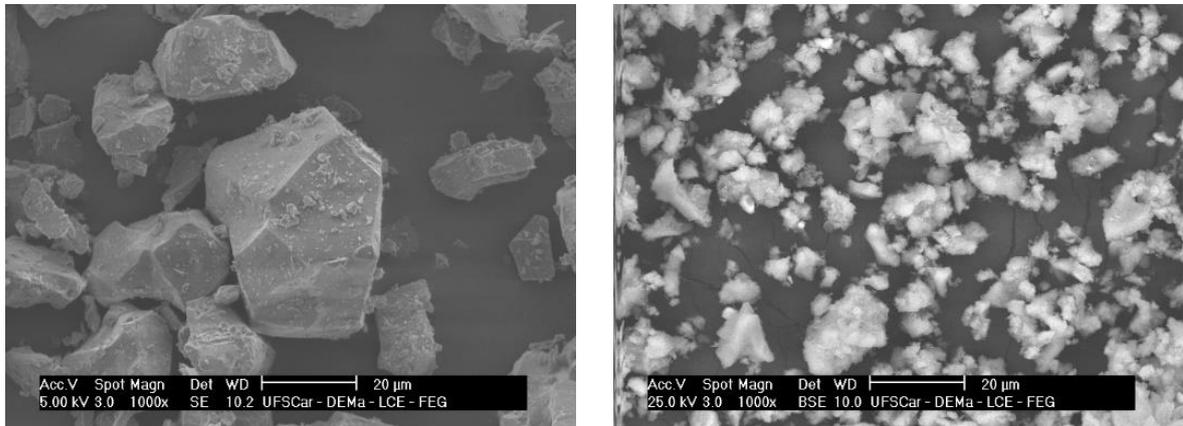


Tabela 4 – Fator de forma de circularidade dos dois materiais particulados utilizados.

| Material particulado | f_{circ} |
|----------------------|-------------------|
| Calcário dolomítico | $0,624 \pm 0,115$ |
| Pó de sinterização | $0,686 \pm 0,103$ |

4.1.2 Distribuição granulométrica volumétrica

As distribuições granulométricas volumétricas de três amostras de cada pó foram determinadas por difração a laser, no equipamento Malvern Mastersizer MicroPlus. A Figura 37 apresenta a distribuição granulométrica volumétrica do calcário dolomítico, com comportamento trimodal, com picos em 0,42, 41,43 e 222,28 µm. A Figura 38, por sua vez, mostra a distribuição do pó de sinterização, que também apresentou característica trimodal, com picos em 0,20, 9,00 e 65,51 µm. As barras de desvio padrão quase imperceptíveis apontam que não houve variação expressiva na distribuição granulométrica volumétrica das partículas dentre as três amostras analisadas de cada material.

Figura 37 – Distribuição granulométrica volumétrica do calcário dolomítico.

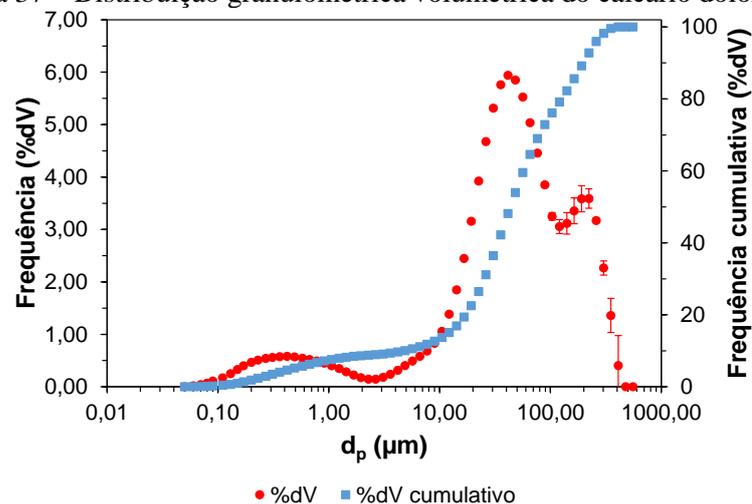
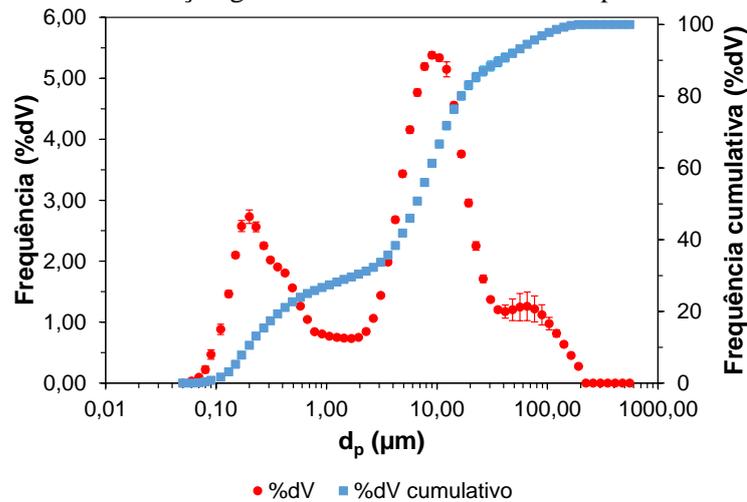


Figura 38 – Distribuição granulométrica volumétrica do pó de sinterização.



Pelas características das curvas de frequência cumulativa apresentadas, é possível afirmar que o calcário apresentou distribuição de tamanho mais homogênea que o pó de sinterização. A curva de frequência cumulativa do calcário aproximou-se mais do que seria uma curva característica de uma distribuição normal. Já o pó de sinterização continha uma parcela considerável de partículas submicrônicas, com pico bem definido em 0,20 μm , o que fez com que a curva de frequência cumulativa se distanciasse do comportamento de uma curva de distribuição normal. A maior heterogeneidade dos tamanhos de partículas do pó de sinterização está relacionada à maior diversidade de compostos químicos presentes nesse pó, como discutido adiante, no subtópico 4.1.4, referente à composição química dos dois materiais.

Os diâmetros volumétricos medianos ($d_{v,0,5}$), médios ponderados em área ($d_{3,2}$) e médios ponderados em volume ($d_{4,3}$) dos dois pós estão expostos na Tabela 5. Em média, o pó de sinterização continha partículas mais finas que o calcário dolomítico. Na operação de filtração, partículas mais finas levam, geralmente, à formação de tortas mais compactadas, menos porosas e menos permeáveis, o que acarreta aumento da queda de pressão através do filtro e aumento da energia necessária para manter a vazão de gás constante. Em filtros de mangas industriais, a frequência de pulsos e a energia requerida para limpeza também aumentam, acelerando o desgaste das mangas (JAWOREK et al., 2019).

Tabela 5 – Diâmetros volumétricos medianos ($d_{v,0,5}$), médios ponderados em área ($d_{3,2}$) e médios ponderados em volume ($d_{4,3}$) dos dois materiais particulados utilizados.

| Material particulado | $d_{v,0,5}$ (μm) | $d_{3,2}$ (μm) | $d_{4,3}$ (μm) |
|----------------------|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Calcário dolomítico | $43,47 \pm 0,20$ | $3,06 \pm 0,01$ | $73,54 \pm 1,76$ |
| Pó de sinterização | $6,48 \pm 0,18$ | $0,72 \pm 0,02$ | $14,40 \pm 0,85$ |

4.1.3 Densidade

Para aferição da densidade, uma amostra de cada material particulado teve sua massa aferida em balança analítica Shimadzu AY220, com resolução de 0,1 mg, e seu volume medido por picnometria a hélio, por meio do equipamento Micromeritics AccuPyc 1330. As medições de volume foram realizadas em cinco execuções consecutivas. Os resultados estão apresentados na Tabela 6. O calcário dolomítico apresentou densidade ligeiramente maior que o pó de sinterização.

Tabela 6 – Volumes medidos e densidades calculadas da amostra com massa 12,2318 g de calcário dolomítico e da amostra com massa 3,5260 g de pó de sinterização.

| Corrida | Calcário dolomítico | | Pó de sinterização | |
|--------------|---------------------------|---------------------------------|---------------------------|---------------------------------|
| | Volume (cm ³) | Densidade (g cm ⁻³) | Volume (cm ³) | Densidade (g cm ⁻³) |
| 1 | 4,3296 | 2,8252 | 1,5207 | 2,3187 |
| 2 | 4,3305 | 2,8246 | 1,5206 | 2,3188 |
| 3 | 4,3313 | 2,8241 | 1,5208 | 2,3185 |
| 4 | 4,3311 | 2,8242 | 1,5220 | 2,3167 |
| 5 | 4,3320 | 2,8236 | 1,5254 | 2,3115 |
| Média | 4,3309 | 2,8243 | 1,5219 | 2,3168 |
| DP | 0,0009 | 0,0006 | 0,0021 | 0,0031 |

4.1.4 Composição química

As composições químicas dos materiais particulados foram determinadas pela técnica de fluorescência de raios X por energia dispersiva em espectrômetro Shimadzu EDX-720, localizado no Laboratório de Caracterização Estrutural (LCE/UFSCar). Os resultados são apresentados na Tabela 7. Os principais componentes do calcário dolomítico, conforme esperado, foram cálcio e magnésio. O calcário é classificado como dolomítico quando possui teor de magnésio acima de 12 %.

O alto teor de cálcio no pó de sinterização deve-se à injeção contínua de cal hidratada a montante do filtro de mangas industrial. A cal hidratada é misturada ao pó proveniente do processo de sinterização com o objetivo de criar um *precoating* (pré camada) no filtro industrial, o que diminui a penetração de partículas no meio filtrante, facilita a remoção da torta durante os pulsos de limpeza e, dessa forma, melhora o desempenho do filtro e contribui para o aumento de sua vida útil (REMUS et al., 2013).

Tabela 7 – Composições químicas dos materiais particulados utilizados.

| Componente | Teor mássico (%) | |
|----------------|---------------------|--------------------|
| | Calcário dolomítico | Pó de sinterização |
| Cálcio (Ca) | 78,058 | 74,802 |
| Magnésio (Mg) | 13,337 | - |
| Silício (Si) | 5,685 | 0,163 |
| Ferro (Fe) | 1,193 | 2,024 |
| Alumínio (Al) | 0,951 | 0,260 |
| Potássio (K) | 0,527 | 6,840 |
| Titânio (Ti) | 0,173 | - |
| Cobre (Cu) | 0,071 | 0,019 |
| Enxofre (S) | 0,005 | 1,553 |
| Cloro (Cl) | - | 13,045 |
| Estrôncio (Sr) | - | 0,423 |
| Chumbo (Pb) | - | 0,378 |
| Bromo (Br) | - | 0,235 |
| Rubídio (Rb) | - | 0,128 |
| Manganês (Mn) | - | 0,040 |
| Tálio (Tl) | - | 0,037 |
| Zinco (Zn) | - | 0,030 |
| Selênio (Se) | - | 0,013 |
| Írídio (Ir) | - | 0,006 |
| Cádmio (Cd) | - | 0,005 |

O segundo componente com maior teor mássico no pó de sinterização foi o cloro, devido à grande quantidade de cloretos que se formam durante o processo de sinterização. O pó foi coletado nas tremonhas do filtro de mangas industrial, instalado a jusante de um precipitador eletrostático, ambos pertencentes ao sistema de despoejamento primário da sinterização. Os cloretos, por apresentarem alta resistividade elétrica, dificilmente são coletados por precipitação eletrostática, o que explica sua alta concentração no material coletado. Por outro lado, o pó de sinterização utilizado neste trabalho apresentou baixo teor de ferro, pois as partículas de ferro, mais grosseiras, são coletadas de maneira muito eficiente pelo precipitador eletrostático (REMUS et al., 2013).

4.1.5 Permissividade relativa

A permissividade relativa, $\varepsilon_{d,r}$, que é definida como a constante dielétrica do material dividida pela constante dielétrica do vácuo, $\varepsilon_{d,0}$, foi estimada para ambos os materiais particulados a partir de suas composições químicas, com base na Equação 56, em que x_i é a fração mássica e ε_{d,r_i} é a constante dielétrica relativa do componente i . As constantes dielétricas relativas dos componentes da Tabela 7 foram obtidas em ASM International (1995), Knovel (2018), ANTEC (2012), Jiang et al. (2014) e Wypych (2019). Foram considerados no cálculo apenas os componentes com teor mássico acima de 1,0 %. Quanto maior a permissividade relativa do material, maior sua capacidade de acumular cargas elétricas para uma determinada diferença de potencial.

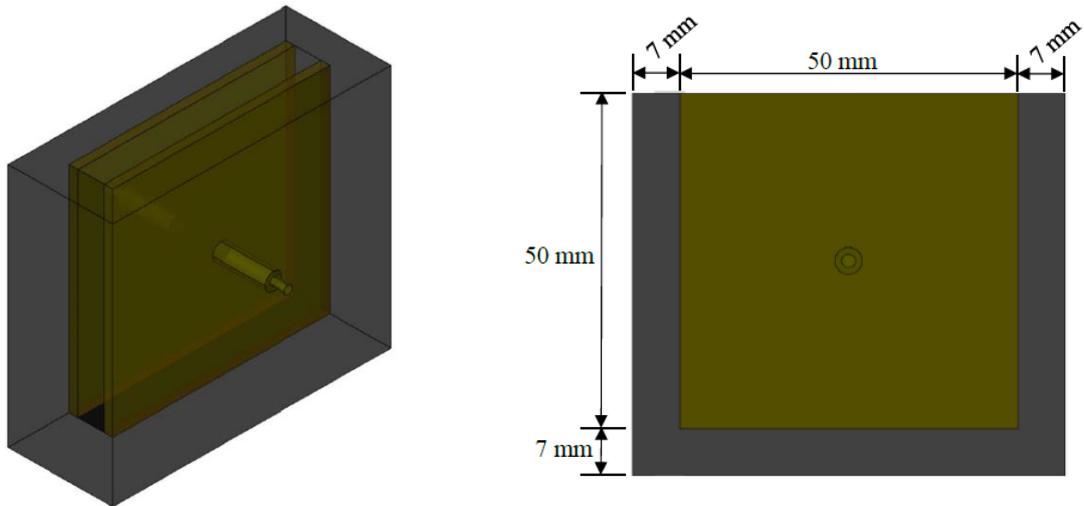
$$\varepsilon_{d,r} = \sum_i x_i \varepsilon_{d,r_i} \quad (56)$$

Os resultados mostraram valores próximos de permissividade relativa para o calcário dolomítico e o pó de sinterização: 10,8 e 10,2, respectivamente. A proximidade se deve, em parte, ao alto teor mássico de cálcio presente em ambos os materiais, componente com constante dielétrica relativa igual a 11,8 (JIANG et al., 2014).

4.1.6 Resistividade elétrica

A determinação da resistividade elétrica dos materiais particulados seguiu a metodologia descrita por Coury (1983) e Falaguasta (2005). Uma célula composta por duas placas quadradas de cobre, com altura e comprimento iguais a 50,0 mm e espaçadas em 10,7 mm, inseridas em uma base de acrílico (Figura 39), foi utilizada. As duas placas de cobre eram equipadas com entradas para conexão de plugues. Os materiais particulados foram retirados da estufa e deixados em dessecador por no mínimo quatro horas para que atingissem a temperatura ambiente. A célula também foi armazenada em dessecador antes dos experimentos, para redução da umidade, por sete dias. Após esse tempo, o espaço entre as placas de cobre foi completamente preenchido com o pó a ser avaliado, com auxílio de uma espátula. Uma das placas foi, então, aterrada, enquanto a outra foi conectada à fonte de alta tensão HIPOT DC HP5432, com resolução de 0,1 kV. Em seguida, a tensão elétrica foi aumentada de 0,5 em 0,5 kV até que houvesse a ruptura dielétrica, e as correntes elétricas em cada valor de tensão foram anotadas. Os ensaios foram realizados à temperatura ambiente, em torno de 30,0 °C, pressão ambiente de 92,0 kPa e umidade relativa do ar ambiente em 20–30 %.

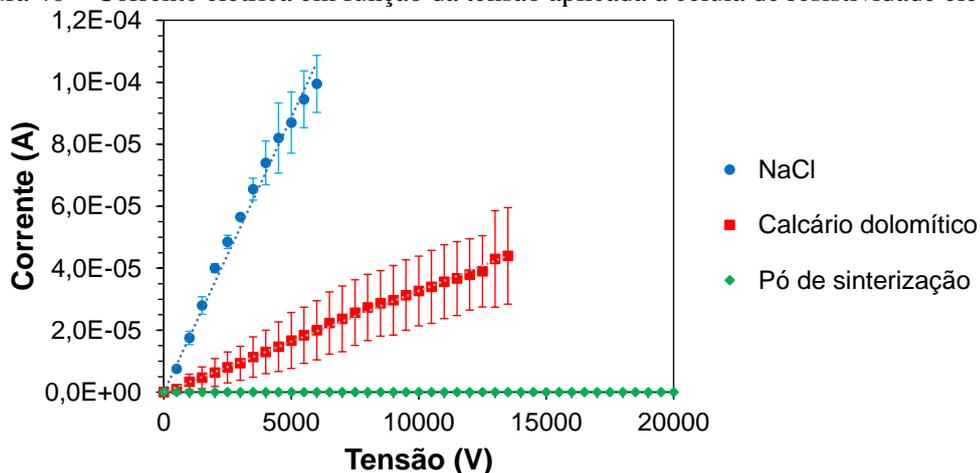
Figura 39 – Célula utilizada para aferição da resistividade elétrica dos materiais particulados.
 (a) Vista em perspectiva (b) Vista lateral



A partir dos gráficos de corrente em função da tensão aplicada, foram obtidas as resistências elétricas à passagem da corrente, r , que correspondem ao inverso do coeficiente angular das retas. Então, a Equação 57 foi utilizada para determinar a resistividade elétrica do pó, ρ_{elet} , a partir da área superficial da placa de cobre, A_{placa} , igual a 25 cm^2 , e da largura da camada de pó, ou espaçamento entre as placas, $L_{pó}$, igual a $10,7 \text{ mm}$. Como forma de validação da metodologia, o experimento foi conduzido também com cloreto de sódio puro, da marca Synth. A Figura 40 apresenta as curvas de corrente elétrica em função da tensão aplicada à célula de resistividade preenchida com cada um dos pós. No caso do pó de sinterização, não houve corrente elétrica detectável até o máximo valor possível de tensão, igual a 20 kV .

$$r = \frac{\rho_{elet} L_{pó}}{A_{placa}} \quad (57)$$

Figura 40 – Corrente elétrica em função da tensão aplicada à célula de resistividade elétrica.



A Tabela 8 apresenta os resultados de resistência e resistividade elétrica de cada um dos materiais particulados, bem como os coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes lineares dos dados. Os coeficientes aproximaram-se de 1,0, mostrando que as retas representaram bem os resultados experimentais. O valor de resistividade elétrica encontrado para o cloreto de sódio, igual a $(1,32 \pm 0,11) \cdot 10^7 \Omega \text{ m}$, é condizente com a faixa disponível na literatura, de 10^6 – $10^7 \Omega \text{ m}$ (ZHUANG et al., 2000), validando a metodologia utilizada neste trabalho. O maior valor de resistividade elétrica que poderia ser determinado no equipamento utilizado era de $6,47 \cdot 10^{10} \Omega \text{ m}$, caso fosse detectada a corrente mínima de 1 μA quando aplicada a máxima tensão possível, de 20 kV. Como não houve detecção de corrente nos ensaios com pó de sinterização, a resistividade elétrica deste pó foi maior que $6,47 \cdot 10^{10} \Omega \text{ m}$.

Tabela 8 – Resistências e resistividades elétricas dos materiais particulados e coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes realizados.

| Material particulado | r (Ω) | ρ_{elet} ($\Omega \text{ m}$) | R^2 |
|-----------------------------|---|---|-------------------------|
| Cloreto de sódio | $(5,66 \pm 0,46) \cdot 10^7$ | $(1,32 \pm 0,11) \cdot 10^7$ | $0,9957 \pm 0,0031$ |
| Calcário dolomítico | $(3,33 \pm 1,10) \cdot 10^8$ | $(7,79 \pm 2,56) \cdot 10^7$ | $0,9933 \pm 0,0051$ |
| Pó de sinterização | $> 2,77 \cdot 10^{11}$ | $> 6,47 \cdot 10^{10}$ | - |

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS FILTRANTES

Os materiais filtrantes utilizados foram: poliacrilonitrila (PAN), poliacrilonitrila com membrana de politetrafluoretileno (PAN/PTFE) e poliéster (PE). Os dois primeiros foram fornecidos pelo fabricante A, e o terceiro pelo fabricante B. Os materiais foram caracterizados em função de sua espessura (4.2.1), gramatura (4.2.2), diâmetro médio de fibras (4.2.3), permeabilidade (4.2.4), porosidade (4.2.5), eficiência de coleta de nano- (4.2.6) e micropartículas (4.2.7), resistência à tração (4.2.8) e termogravimetria (4.2.9).

4.2.1 Espessura

Amostras quadradas dos materiais filtrantes, com dimensões aproximadas de 1 x 1 cm, foram preparadas no Laboratório de Caracterização Estrutural (LCE/UFSCar) e imagens das laterais foram obtidas em microscópio eletrônico de varredura (MEV) FEG Philips XL30. Quatro imagens de cada material foram analisadas por meio do *software* Image Pro Plus, versão 7.0. Em cada imagem, 10 medições de espessura foram realizadas. No caso das imagens do filtro PAN/PTFE, foram feitas 10 medições de espessura da base de PAN e 10 medições de espessura da membrana de PTFE.

A Figura 41 apresenta exemplos de imagens obtidas em MEV das laterais dos materiais PAN (a), PAN/PTFE (c) e PE (e). As mesmas imagens, após análise no software Image Pro Plus 7.0 para determinação da espessura, estão representadas em (b), (d) e (f), nas quais podem ser observadas as espessuras aferidas. As médias das medidas de espessura, \overline{Z}_m , e os desvios padrão foram, então, calculados. Os resultados encontram-se na Tabela 9, juntamente com os dados disponíveis nas fichas técnicas fornecidas pelos fabricantes. As espessuras médias obtidas experimentalmente para os materiais PAN e PAN/PTFE diferiram dos dados das fichas técnicas. Estas informam que o método utilizado para determinação da espessura seguiu um padrão interno do próprio fabricante, do qual não se tem maiores informações. O fabricante do filtro PE não informou a espessura do meio filtrante.

Tabela 9 – Espessura dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE e comparação com os dados fornecidos pelos fabricantes

| Material filtrante | Z_m (mm) | |
|--------------------|------------------|-----------------|
| | Experimental | Ficha técnica |
| PAN | $2,57 \pm 0,09$ | 2,80 |
| PAN/PTFE | Base de PAN | $2,37 \pm 0,10$ |
| | Membrana de PTFE | $0,18 \pm 0,07$ |
| PE | $2,41 \pm 0,07$ | Não informado |

4.2.2 Gramatura

Oito amostras quadradas, com dimensões de, aproximadamente, 5,0 x 5,0 cm, foram retiradas de cada meio filtrante, distantes das bordas dos tecidos, e tiveram suas massas aferidas em balança analítica Shimadzu AY220, com resolução de 0,1 mg. As medidas, realizadas em triplicata, foram denominadas m_1 , m_2 e m_3 , e sua média, \overline{m} . As gramaturas dos materiais, w_m , foram, então, calculadas a partir da Equação 58, na qual A_f é a área superficial da amostra. Para o cálculo da média e do desvio padrão das gramaturas de cada material filtrante, foram excluídas, dentre as oito amostras, aquelas que apresentaram os valores maior e menor.

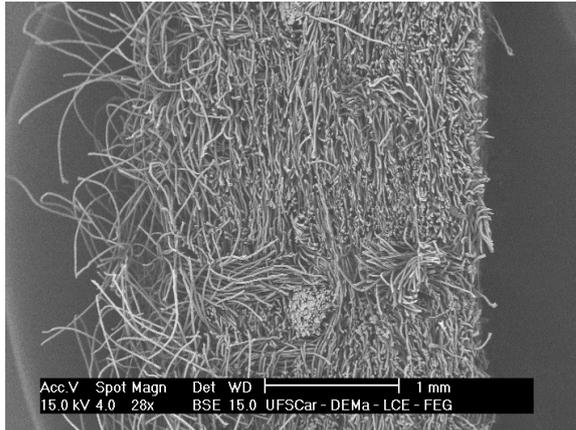
$$w_m = \frac{\overline{m}}{A_f} \quad (58)$$

Na Tabela 10, são apresentados os valores de comprimento, X , e largura, Y , das amostras de PAN, o cálculo da área superficial, A_f , as massas, m_i , medidas em triplicata, e a média, \overline{m} . Também são apresentadas as gramaturas calculadas para cada amostra, w_m , bem como a média e o desvio padrão, sendo excluídas dos cálculos as amostras destacadas em

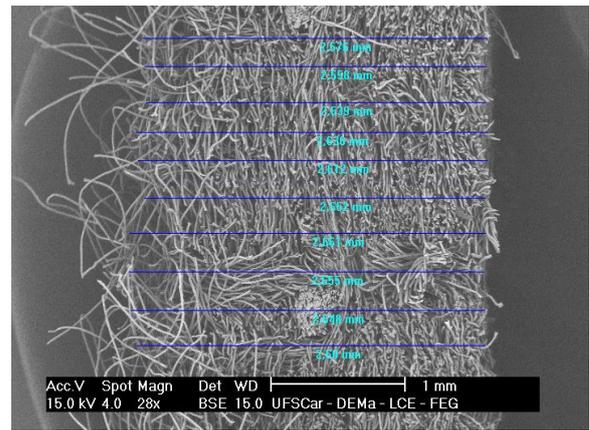
vermelho, que apresentaram os valores extremos de gramatura. De forma análoga, os resultados de gramatura para os filtros PAN/PTFE e PE podem ser encontrados nas Tabelas 11 e 12, respectivamente.

Figura 41 – Exemplos de imagens obtidas em MEV das laterais dos materiais filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (c) e PE (e) e análise das imagens para determinação da espessura (b, d, f).

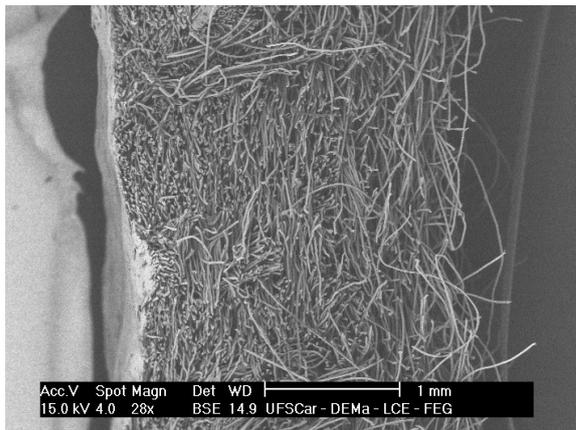
(a) PAN, magnificação: 28x



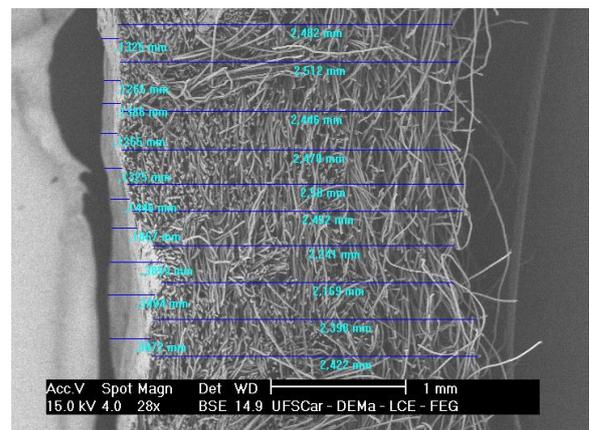
(b)



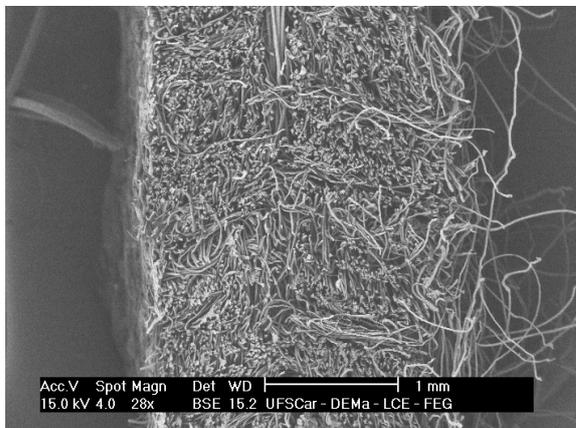
(c) PAN/PTFE, magnificação: 28x



(d)



(e) PE, magnificação: 28x



(f)

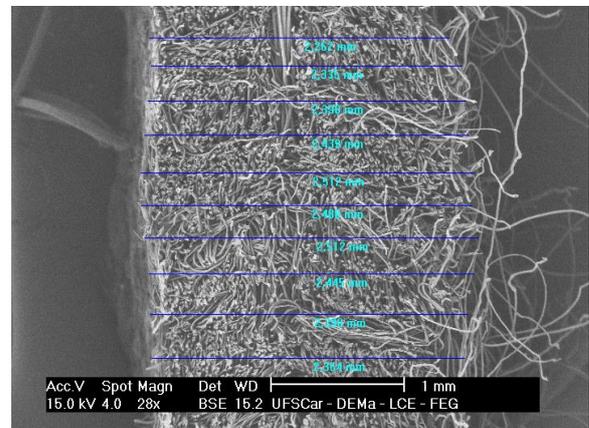


Tabela 10 – Gramaturas das oito amostras do material filtrante PAN. As amostras destacadas em vermelho foram excluídas do cálculo da média e do desvio padrão.

| Amostra | X (cm) | Y (cm) | A_f (cm ²) | m_1 (g) | m_2 (g) | m_3 (g) | \bar{m} (g) | w_m (g m ⁻²) |
|---------|--------|--------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|---------------|----------------------------|
| 1 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,3316 | 1,3318 | 1,3319 | 1,3318 | 532,7 |
| 2 | 4,9 | 4,8 | 23,52 | 1,3086 | 1,3089 | 1,3016 | 1,3064 | 555,4 |
| 3 | 4,9 | 4,9 | 24,01 | 1,2964 | 1,2961 | 1,2963 | 1,2963 | 539,9 |
| 4 | 5,0 | 4,9 | 24,50 | 1,3105 | 1,3104 | 1,3105 | 1,3105 | 534,9 |
| 5 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,3414 | 1,3417 | 1,3417 | 1,3416 | 536,6 |
| 6 | 4,8 | 5,0 | 24,00 | 1,3125 | 1,3122 | 1,3123 | 1,3123 | 546,8 |
| 7 | 4,9 | 4,9 | 24,01 | 1,2768 | 1,2768 | 1,2769 | 1,2768 | 531,8 |
| 8 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,2975 | 1,2975 | 1,2976 | 1,2975 | 519,0 |
| | | | | | | | Média | 537,1 |
| | | | | | | | DP | 5,6 |

Tabela 11 – Gramaturas das oito amostras do material filtrante PAN/PTFE. As amostras destacadas em vermelho foram excluídas do cálculo da média e do desvio padrão.

| Amostra | X (cm) | Y (cm) | A_f (cm ²) | m_1 (g) | m_2 (g) | m_3 (g) | \bar{m} (g) | w_m (g m ⁻²) |
|---------|--------|--------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|---------------|----------------------------|
| 1 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,1903 | 1,1902 | 1,1901 | 1,1902 | 476,1 |
| 2 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,2105 | 1,2105 | 1,2107 | 1,2106 | 484,2 |
| 3 | 5,0 | 4,9 | 24,50 | 1,2362 | 1,2361 | 1,2362 | 1,2362 | 504,6 |
| 4 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,2126 | 1,2125 | 1,2125 | 1,2125 | 485,0 |
| 5 | 5,0 | 4,8 | 24,00 | 1,1540 | 1,1540 | 1,1539 | 1,1540 | 480,8 |
| 6 | 5,1 | 4,9 | 24,99 | 1,2593 | 1,2593 | 1,2593 | 1,2593 | 503,9 |
| 7 | 4,8 | 4,9 | 23,52 | 1,1744 | 1,1743 | 1,1742 | 1,1743 | 499,3 |
| 8 | 5,0 | 4,9 | 24,50 | 1,2061 | 1,2060 | 1,2060 | 1,2060 | 492,3 |
| | | | | | | | Média | 490,9 |
| | | | | | | | DP | 9,2 |

Tabela 12 – Gramaturas das oito amostras do material filtrante PE. As amostras destacadas em vermelho foram excluídas do cálculo da média e do desvio padrão.

| Amostra | X (cm) | Y (cm) | A_f (cm ²) | m_1 (g) | m_2 (g) | m_3 (g) | \bar{m} (g) | w_m (g m ⁻²) |
|---------|--------|--------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|---------------|----------------------------|
| 1 | 5,0 | 5,1 | 25,50 | 1,4040 | 1,4046 | 1,4047 | 1,4044 | 550,8 |
| 2 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,4218 | 1,4219 | 1,4217 | 1,4218 | 568,7 |
| 3 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,4471 | 1,4473 | 1,4473 | 1,4472 | 578,9 |
| 4 | 5,0 | 4,9 | 24,50 | 1,4084 | 1,4091 | 1,4086 | 1,4087 | 575,0 |
| 5 | 5,1 | 5,0 | 25,50 | 1,3524 | 1,3523 | 1,3529 | 1,3525 | 530,4 |
| 6 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,3739 | 1,3740 | 1,3741 | 1,3740 | 549,6 |
| 7 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,3978 | 1,3977 | 1,3980 | 1,3978 | 559,1 |
| 8 | 5,0 | 5,0 | 25,00 | 1,3721 | 1,3722 | 1,3725 | 1,3723 | 548,9 |
| | | | | | | | Média | 558,7 |
| | | | | | | | DP | 11,0 |

Os resultados de gramatura dos filtros PAN, PAN/PTFE e PE encontram-se resumidos na Tabela 13, juntamente com os dados disponíveis nas fichas técnicas fornecidas pelos fabricantes. O único valor de gramatura que apresentou conformidade com o dado fornecido pelo fabricante foi o do filtro PE. Os resultados experimentais dos filtros PAN e

PAN/PTFE foram inferiores às informações presentes nas fichas técnicas. A metodologia utilizada neste trabalho para determinação da gramatura dos materiais filtrantes, bem como a utilizada pelo fabricante do filtro PE, seguiu a norma ASTM D3776 (2017), que recomenda que a área total das amostras, retiradas de locais diferentes do tecido, somem, no mínimo, 130 cm². As fichas técnicas do fabricante dos filtros PAN e PAN/PTFE, por sua vez, informam que o método utilizado seguiu um padrão interno do próprio fabricante, do qual não se tem maiores informações.

Tabela 13 – Resumo dos resultados de gramatura dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE e comparação com os dados fornecidos pelos fabricantes.

| Material filtrante | w_m (g m ⁻²) | |
|--------------------|----------------------------|---------------|
| | Experimental | Ficha técnica |
| PAN | 537,1 ± 5,6 | 550,0 |
| PAN/PTFE | 490,9 ± 9,2 | 550,0 |
| PE | 558,7 ± 11,0 | 550,0 |

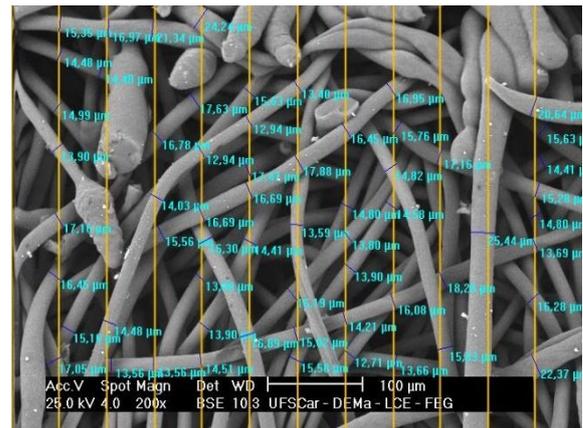
4.2.3 Diâmetro médio de fibras

Amostras quadradas dos materiais filtrantes, com dimensões aproximadas de 1 x 1 cm foram preparadas no Laboratório de Caracterização Estrutural (LCE/UFSCar) e imagens de suas superfícies filtrantes foram obtidas em microscópio eletrônico de varredura (MEV) FEG Philips XL30. Cinco amostras de cada material foram selecionadas e analisadas por meio do *software* Image Pro Plus, versão 7.0. As imagens foram divididas em 12 porções de igual tamanho por linhas verticais, e as espessuras das fibras em cada intersecção com as linhas verticais foram medidas no *software*. Foram realizadas, no mínimo, 60 medições em cada imagem, a partir das quais foram calculados os diâmetros médios de fibra e os respectivos desvios padrão (BORTOLASSI; GUERRA; AGUIAR, 2017).

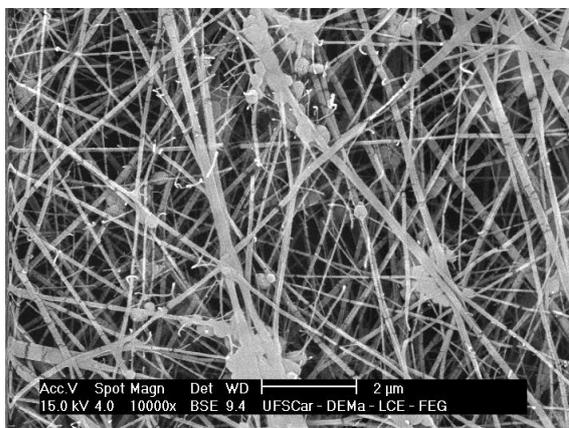
A Figura 42 apresenta exemplos de imagens obtidas em MEV das superfícies filtrantes dos materiais PAN (a), PAN/PTFE (c) e PE (e). As mesmas imagens, após análise no *software* Image Pro Plus 7.0 para determinação do diâmetro médio das fibras, estão representadas em (b), (d) e (f). Nelas, é possível observar a divisão em 12 seções verticais de mesmo tamanho e as espessuras aferidas das fibras em cada intersecção delas com as linhas verticais. As distribuições de diâmetros obtidas a partir do procedimento descrito podem ser vistas nas Figuras 43–45, e os diâmetros médios, $\overline{d_f}$, estão na Tabela 14. Vale ressaltar que, em decorrência da análise ser feita a partir de imagens da superfície filtrante dos materiais, o diâmetro resultante do PAN/PTFE refere-se apenas às fibras da membrana de PTFE, alocada

sobre a camada de PAN. Trabalhos têm mostrado que quanto menor o diâmetro das fibras do material filtrante, maior a eficiência de coleta partículas, provavelmente devido a uma matriz fibrosa altamente interconectada, com alta razão de área superficial por volume (LI; GONG, 2015; FENG; LONG; YU, 2016; AL-ATTABI et al., 2018; BORTOLASSI et al., 2019).

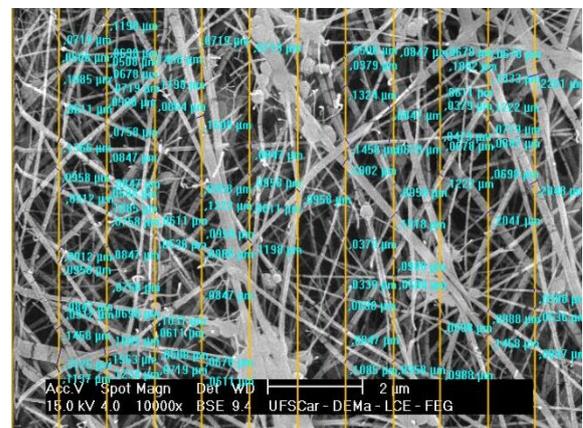
Figura 42 – Exemplos de imagens obtidas em MEV das superfícies dos materiais filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (c) e PE (e) e análise das imagens para determinação do diâmetro médio de fibras (b, d, f).
 (a) PAN, magnificação: 200x (b)



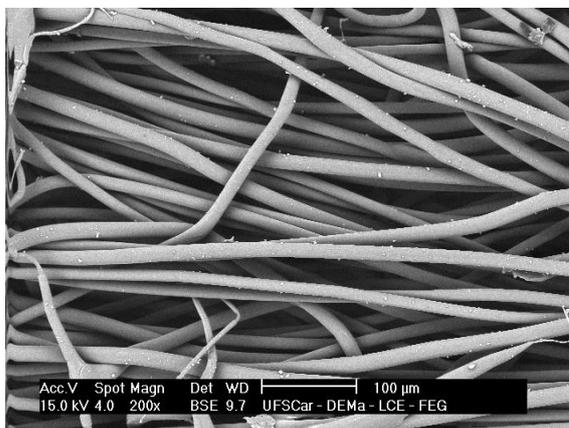
(c) PAN/PTFE, magnificação: 10000x



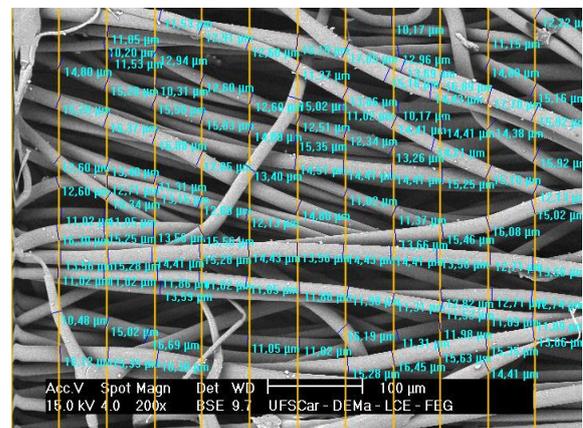
(d)



(e) PE, magnificação: 200x



(f)



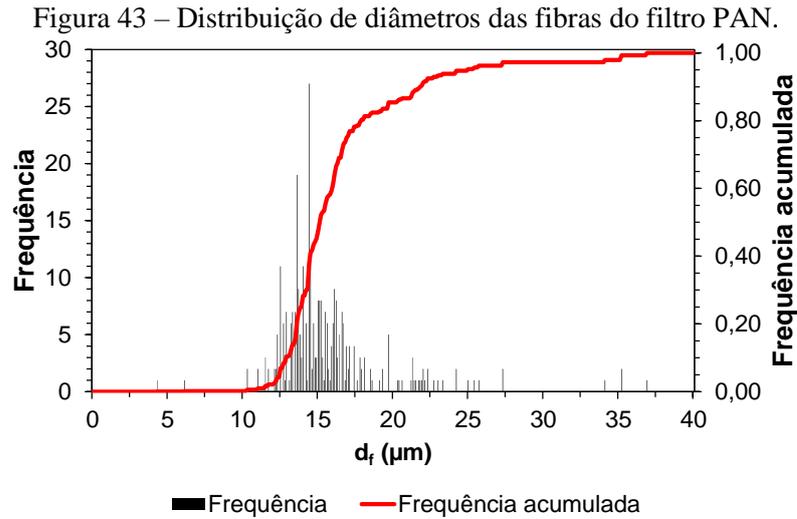


Figura 44 – Distribuição de diâmetros das fibras da membrana de PTFE do filtro PAN/PTFE.

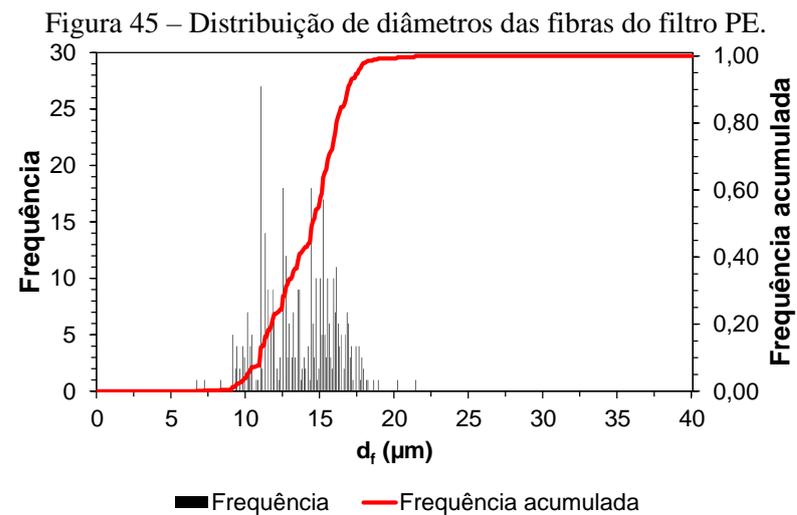
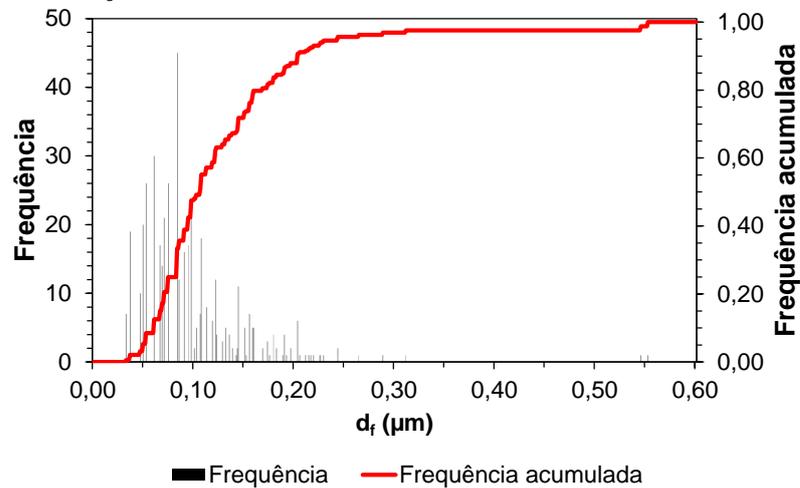


Tabela 14 – Diâmetro médio de fibras dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE.

| Material filtrante | \bar{d}_f (μm) |
|-----------------------------|-------------------------------|
| PAN | $15,67 \pm 3,64$ |
| PAN/PTFE (membrana de PTFE) | $0,10 \pm 0,05$ |
| PE | $13,78 \pm 2,42$ |

4.2.4 Permeabilidade

Os ensaios para determinação de permeabilidade dos materiais foram realizados por meio da variação da vazão volumétrica de ar comprimido que escoava através de amostras circulares com diâmetros iguais a 26,08 mm, e da medição da queda de pressão gerada para cada vazão, sem a presença de material particulado. As amostras foram retiradas de diferentes locais de cada meio filtrante, distantes das bordas dos tecidos. As vazões volumétricas foram aumentadas de 5,0 em 5,0 NL min⁻¹, desde 0,0 até 35,0 NL min⁻¹, ou até que fosse atingido o valor máximo de queda de pressão possível de ser medido com o manômetro digital TSI VelociCalc Plus 9555P, com resolução de 0,1 Pa. As vazões volumétricas de ar foram aferidas por meio de um rotâmetro Gilmont n° 14 CP90533, com resolução de 0,5 NL min⁻¹. As medições foram realizadas em duplicata para cada amostra e o procedimento foi feito para quatro amostras de cada meio filtrante. Os ensaios foram realizados em condições ambientes, com temperatura em torno de 25 °C, umidade relativa do ar comprimido por volta de 20 % e pressão de 92,0-92,3 kPa.

As vazões volumétricas medidas com o rotâmetro, Q_{rot} , foram corrigidas para vazões volumétricas reais, Q_{real} , utilizando a lei dos gases ideais (Equação 59). Nesta equação, P_{real} e T_{real} são a pressão e a temperatura ambientes, P_{rot} é a pressão de calibração do rotâmetro, igual a 1,0 atm, e T_{rot} é a temperatura de calibração do rotâmetro, igual a 70 °F. Para utilização correta da Equação 59, as unidades de pressão e temperatura foram corrigidas para Pa e K, respectivamente, tanto para as condições reais como para as condições de calibração do rotâmetro. A partir das vazões volumétricas reais, Q_{real} , e da área superficial das amostras, A_f , foram obtidas as velocidades superficiais de filtração, V_f (Equação 60).

$$Q_{real} = Q_{rot} \frac{P_{rot} T_{real}}{P_{real} T_{rot}} \quad (59)$$

$$V_f = \frac{Q_{real}}{A_f} \quad (60)$$

Os dados de queda de pressão divididos pela espessura do meio filtrante, $\Delta P_m/Z_m$, aferidos para as quatro amostras de cada material, foram plotados em função da velocidade superficial de filtração, V_f (Figuras 46–48). As quatro amostras analisadas de cada filtro apresentaram comportamentos semelhantes, como pode ser verificado nas figuras. O filtro PAN/PTFE apresentou maiores quedas de pressão para as mesmas velocidades superficiais de filtração que os demais, devido à presença da membrana de PTFE. O tamanho reduzido das fibras da membrana e sua matriz altamente interconectada têm como consequência a alta

resistência à passagem do ar, traduzida em maiores valores de queda de pressão (SCOTT, 1995; SPARKS; CHASE, 2016). Os menores valores de queda de pressão foram observados para o filtro PE, ou seja, este material foi o mais permeável ao ar dentre os três filtros avaliados.

Figura 46 – Queda de pressão por espessura do meio filtrante PAN em função da velocidade superficial de filtração. As barras de desvio padrão não são visíveis pois nenhum desvio foi superior a $0,10 \cdot 10^5 \text{ Pa m}^{-1}$.

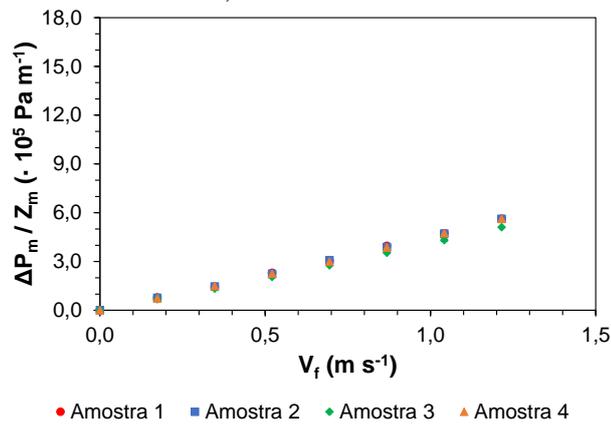


Figura 47 – Queda de pressão por espessura do meio filtrante PAN/PTFE em função da velocidade superficial de filtração. A maioria das barras de desvio padrão não é visível pois nenhum desvio foi superior a $0,40 \cdot 10^5 \text{ Pa m}^{-1}$.

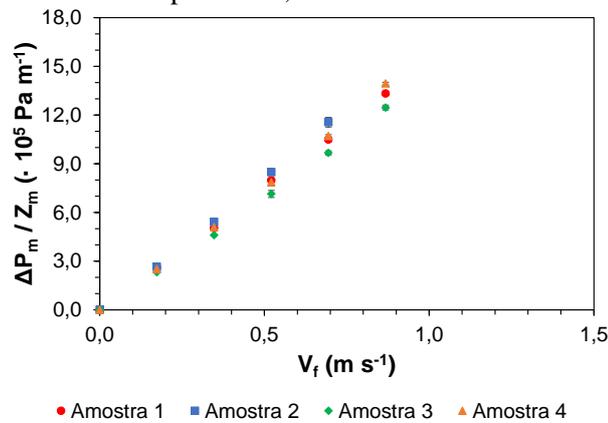
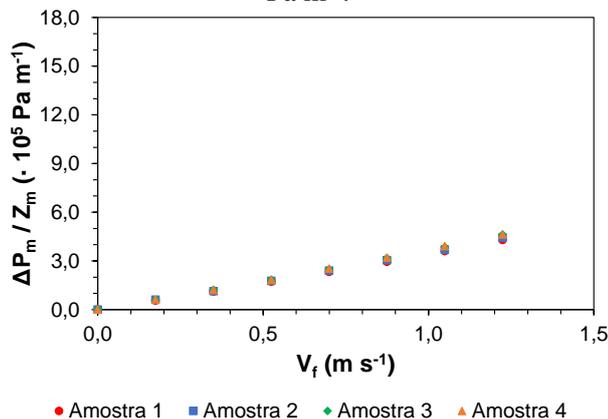


Figura 48 – Queda de pressão por espessura do meio filtrante PE em função da velocidade superficial de filtração. As barras de desvio padrão não são visíveis pois nenhum desvio foi superior a $0,05 \cdot 10^5 \text{ Pa m}^{-1}$.



Para determinar os coeficientes de permeabilidade k_1 e k_2 da Equação de Forchheimer (Equação 11), foram ajustados polinômios de segundo grau, do tipo $y = ax^2 + bx$, às curvas representadas nas Figuras 46-48, e para encontrar o coeficiente de permeabilidade k_m da Equação de Darcy (Equação 23), foram ajustadas retas, $y = ax$. A viscosidade dinâmica do ar, μ , presente nas Equações de Forchheimer e Darcy, foi estimada a partir da Lei de Sutherland com três coeficientes (Equação 61). Nesta equação, μ_0 é a viscosidade de referência à temperatura T_0 , igual a $1,716 \cdot 10^{-5}$ Pa s, T_0 é a temperatura de referência, igual a 273,11 K, e S é a constante de Sutherland, com valor de 110,56 K. Já a densidade do ar, ρ_g , presente na Equação de Forchheimer, foi calculada por meio da Equação 62, proveniente da lei dos gases ideais, na qual M_{ar} é a massa molar do ar, igual a 0,029 kg mol⁻¹, e R é a constante dos gases ideais, igual a 8,314 J mol⁻¹ K⁻¹.

$$\mu = \mu_0 \left(\frac{T_{real}}{T_0} \right)^{3/2} \frac{T_0 + S}{T_{real} + S} \quad (61)$$

$$\rho_g = \frac{P_{real} M_{ar}}{RT_{real}} \quad (62)$$

A Tabela 15 apresenta os coeficientes k_1 e k_2 da Equação de Forchheimer e o coeficiente k_m da Equação de Darcy. Os coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes realizados aproximaram-se de 1,0, mostrando que tanto os polinômios de segundo grau como as retas representaram bem os resultados experimentais. Isso indica que, para a faixa de velocidade estudada, o escoamento através dos meios filtrantes pode ser considerado puramente viscoso e o termo não-linear da Equação de Forchheimer pode ser desconsiderado (HUTTEN, 2016; THOMAS et al., 2017).

Para comparar os resultados de permeabilidade com os dados disponíveis nas fichas técnicas fornecidas pelos fabricantes, foram estimadas as velocidades superficiais de filtração à queda de pressão de 200 Pa, no caso dos filtros PAN e PAN/PTFE, e à queda de pressão de 124 Pa, no caso do filtro PE, a partir das Equações de Forchheimer e de Darcy e dos coeficientes de permeabilidade determinados anteriormente. Os resultados estão na Tabela 16, juntamente com os valores disponíveis nas fichas técnicas. As velocidades obtidas experimentalmente para o filtro PAN foram, em média, 27 % menores que as fornecidas pelo fabricante, indicando que o meio filtrante apresenta permeabilidade menor que a indicada em sua ficha técnica. Os valores obtidos para os demais filtros apresentaram concordância com as faixas de valores fornecidas pelos fabricantes.

Tabela 15 – Coeficientes de permeabilidade das Equações de Forchheimer e Darcy para os materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE e coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes realizados.

| Material filtrante | Amostra | Forchheimer (Eq. 11) | | | Darcy (Eq. 23) | |
|--------------------|--------------|---|--|--------|---|--------|
| | | k_1 ($\cdot 10^{-11} \text{ m}^2$) | k_2 ($\cdot 10^{-5} \text{ m}$) | R^2 | k_m ($\cdot 10^{-11} \text{ m}^2$) | R^2 |
| PAN | 1 | 4,38 | 3,02 | 0,9997 | 4,04 | 0,9995 |
| | 2 | 4,45 | 2,70 | 0,9999 | 4,07 | 0,9995 |
| | 3 | 4,93 | 2,73 | 1,0000 | 4,47 | 0,9994 |
| | 4 | 4,55 | 2,24 | 0,9999 | 4,07 | 0,9993 |
| | Média | 4,58 | 2,67 | | 4,16 | |
| | DP | 0,25 | 0,32 | | 0,21 | |
| PAN/PTFE | 1 | 1,26 | 1,25 | 0,9996 | 1,21 | 0,9998 |
| | 2 | 1,25 | 0,39 | 1,0000 | 1,12 | 0,9994 |
| | 3 | 1,45 | 0,57 | 0,9999 | 1,31 | 0,9994 |
| | 4 | 1,34 | 0,41 | 0,9999 | 1,18 | 0,9990 |
| | Média | 1,32 | 0,65 | | 1,20 | |
| | DP | 0,09 | 0,40 | | 0,08 | |
| PE | 1 | 5,98 | 3,16 | 1,0000 | 5,40 | 0,9994 |
| | 2 | 5,78 | 3,19 | 0,9998 | 5,24 | 0,9994 |
| | 3 | 5,58 | 2,85 | 0,9999 | 5,02 | 0,9993 |
| | 4 | 5,55 | 2,83 | 0,9999 | 4,99 | 0,9993 |
| | Média | 5,72 | 3,01 | | 5,16 | |
| | DP | 0,20 | 0,19 | | 0,19 | |

Tabela 16 – Velocidades superficiais de filtração a determinadas quedas de pressão estimadas a partir das Equações de Forchheimer e de Darcy e fornecidas pelos fabricantes.

| Material filtrante | Queda de pressão | V_f (mm s ⁻¹) | | |
|--------------------|------------------|-----------------------------|-------|---------------|
| | | Forchheimer | Darcy | Ficha técnica |
| PAN | 200 Pa | 190 | 176 | 250 |
| PAN/PTFE | 200 Pa | 56 | 51 | 25–75 |
| PE | 124 Pa | 158 | 145 | 127–178 |

Os dados disponíveis nas fichas técnicas foram obtidos com base nas metodologias descritas nas normas ISO 9237 (1999), para os filtros PAN e PAN/PTFE, e ASTM D737 (2018), para o filtro PE, nas quais a velocidade é aferida em apenas um valor de queda de pressão. Estas metodologias diferem da adotada neste trabalho, em que vários pontos foram aferidos para obtenção dos coeficientes de permeabilidade. Essa diferença pode ter sido a causa das divergências observadas para o filtro PAN.

4.2.5 Porosidade

As porosidades dos materiais filtrantes foram estimadas a partir dos ensaios de permeabilidade descritos no subtópico 4.2.4, utilizando a Equação de Ergun aplicada a meios filtrantes (Equação 15) e a Equação de Davies (Equação 27). Para cada ponto experimental de queda de pressão através do meio filtrante, ΔP_m , em função da velocidade superficial de filtração, V_f , a porosidade do meio filtrante, ε_m , foi calculada de maneira indireta, utilizando a ferramenta Solver do Microsoft Excel 2016, com o método de solução GRG (*Generalized Reduced Gradient*) não-linear. As espessuras, Z_m , e os diâmetros médios de fibras dos materiais filtrantes, \bar{d}_f , utilizados nos cálculos das porosidades foram os determinados nos subtópicos 4.2.1 e 4.2.3, respectivamente.

O valor calculado de porosidade do filtro PAN a partir dos ensaios de permeabilidade foi usado para estimar a parcela da queda de pressão do filtro PAN/PTFE devida à base de poliacrilonitrila, utilizando, para isso, a espessura da base de poliacrilonitrila e o diâmetro médio das fibras de poliacrilonitrila aplicados às Equações 15 e 27. Subtraindo essa parcela do valor total de queda de pressão do filtro PAN/PTFE, medida experimentalmente, obteve-se a queda de pressão devida apenas à membrana de PTFE. Este valor foi então utilizado novamente nas Equações 15 e 27, desta vez com a espessura e o diâmetro médio de fibras da membrana de PTFE, para estimar a porosidade da membrana de PTFE.

Os resultados das porosidades dos materiais filtrantes estimadas a partir da Equações de Ergun e Davies podem ser vistos na Tabela 17. A tabela apresenta as porosidades das quatro amostras de cada meio filtrante utilizadas nos ensaios de permeabilidade, bem como os valores médios e desvios padrão. As duas equações resultaram em valores de porosidade muito semelhantes para os três materiais filtrantes. Dentre os materiais com diâmetros de fibra próximos, PAN e PE, o filtro PE apresentou maior porosidade, ou uma matriz fibrosa com

maior razão entre o volume de vazios e o volume total, o que tende a facilitar o escoamento do ar. Este resultado ratifica a maior permeabilidade do filtro PE, apresentada no subtópico 4.2.4.

Tabela 17 – Porosidades dos materiais filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE estimadas a partir das Equações de Ergun e Davies.

| Material filtrante | Amostra | ϵ_m (Ergun) | ϵ_m (Davies) |
|--------------------------------|--------------|----------------------|-----------------------|
| PAN | 1 | 0,848 | 0,827 |
| | 2 | 0,848 | 0,827 |
| | 3 | 0,854 | 0,835 |
| | 4 | 0,849 | 0,849 |
| | Média | 0,850 | 0,835 |
| | DP | 0,003 | 0,009 |
| PAN/PTFE (membrana de PTFE) | 1 | 0,993 | 0,997 |
| | 2 | 0,992 | 0,997 |
| | 3 | 0,993 | 0,998 |
| | 4 | 0,993 | 0,997 |
| | Média | 0,993 | 0,997 |
| | DP | 0,000 | 0,000 |
| PE | 1 | 0,879 | 0,869 |
| | 2 | 0,877 | 0,866 |
| | 3 | 0,875 | 0,864 |
| | 4 | 0,875 | 0,863 |
| | Média | 0,876 | 0,865 |
| | DP | 0,002 | 0,003 |

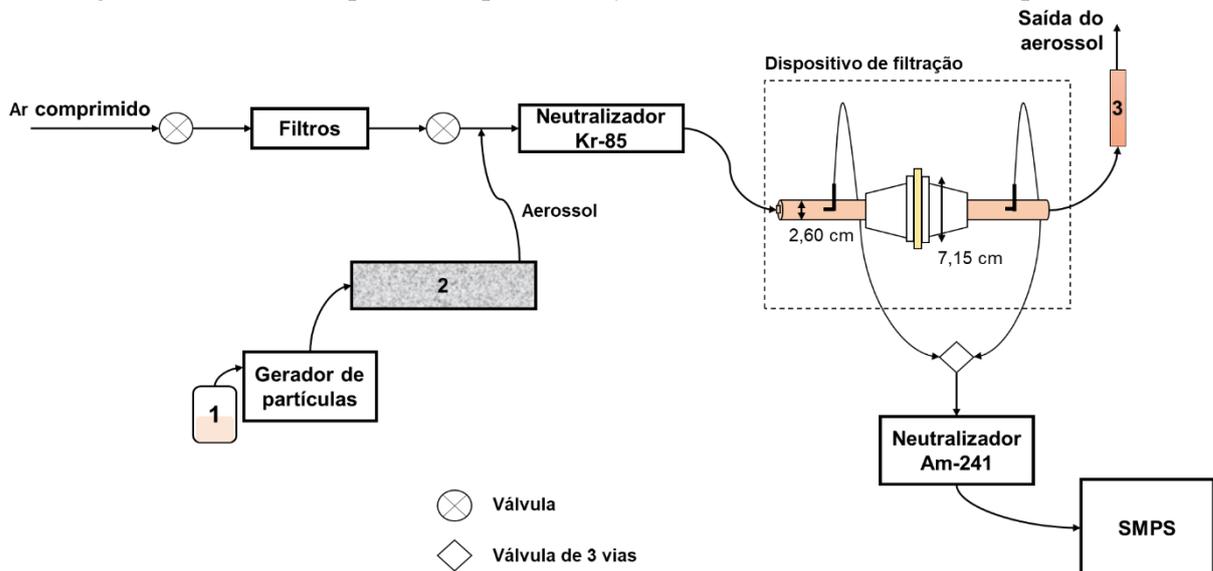
A membrana de PTFE, por sua vez, apresentou porosidade extremamente elevada, apesar do filtro PAN/PTFE ser o menos permeável ao escoamento do ar dentre os três materiais avaliados. Este resultado, que, à primeira vista, poderia parecer contraditório, não o é, devido à grande diferença observada entre os diâmetros médios de fibras dos meios filtrantes. A membrana de PTFE apresentou diâmetro médio de fibras igual a $0,10 \pm 0,05 \mu\text{m}$, menor que o diâmetro médio de fibras dos demais materiais em duas ordens de grandeza, conforme exposto no subtópico 4.2.3. O diâmetro reduzido das fibras da membrana faz com que o volume do espaço ocupado pelas fibras seja pequeno, aumentando a razão entre o volume de vazios e o volume total, ou seja, a porosidade. Por outro lado, faz com que a razão de área superficial por volume seja muito alta, produzindo um meio com matriz fibrosa altamente interconectada, o

que é responsável pela alta resistência ao escoamento do ar, ou baixa permeabilidade. Resultados semelhantes de porosidades elevadas, próximas à unidade, em filtros com membranas de PTFE foram observados por De Carvalho (2018), Andrade (2019) e De Melo (2021).

4.2.6 Eficiência de coleta de nanopartículas

Três amostras circulares de cada material filtrante, com diâmetros de 7,15 cm, foram submetidas a ensaios para determinação da eficiência de coleta de nanopartículas, com diâmetros de mobilidade elétrica na faixa de 10–300 nm, na unidade experimental apresentada esquematicamente pela Figura 49. Os ensaios foram realizados à temperatura ambiente, na faixa de 22,0–25,0 °C, pressão ambiente na faixa de 92,0–92,3 kPa, umidade relativa do ar ambiente em 42–47 %, e umidade do ar comprimido em torno de 20 %. Para geração das partículas nanométricas, foi utilizada solução de cloreto de sódio, NaCl, à concentração de 1,0 g L⁻¹, preparada a partir de NaCl puro, da marca Synth, com densidade de 2,165 g cm⁻³, e água deionizada, proveniente de purificador Milipore Simplicity Ultrapure Water System. Para pesagem do NaCl, foi utilizada balança analítica Shimadzu AY220, com resolução de 0,1 mg. A solução de NaCl foi adicionada ao gerador de partículas TSI 3079A.

Figura 49 – Unidade experimental para avaliação da eficiência de coleta de nanopartículas.



O cloreto de sódio é um sal não tóxico, de fácil acesso, altamente solúvel em água e que dificilmente forma aglomerados, características determinantes para que fosse

utilizado na geração de nanopartículas. Ademais, sua resistividade elétrica, entre 10^6 – $10^7 \Omega \text{ m}$, encontra-se numa faixa ótima recomendada para a avaliação da eficiência de coleta de precipitadores eletrostáticos (ZHUANG et al., 2000). Partículas com resistividade elétrica menor que $10^2 \Omega \text{ m}$ descarregam completa e rapidamente após serem coletadas e, dessa forma, tendem a ser reintroduzidas no seio do escoamento. Por outro lado, partículas com resistividade elétrica maior que $10^8 \Omega \text{ m}$ dificilmente perdem suas cargas elétricas quando em contato com as placas coletoras, o que reduz o potencial elétrico e prejudica a precipitação eletrostática (SEVILLE, 1997; PARKER, 2003).

O aerossol gerado com nanopartículas, com vazão ajustada no gerador de $2,4 \text{ L min}^{-1}$, passou por um secador por difusão TSI 3062, que continha sílica-gel em seu interior para remoção da umidade, e foi misturado à corrente de ar previamente filtrado em filtros TSI 3074B e HEPA TSI 1602051. O ar era fornecido por compressor Schulz MSV 12/175. O ar purificado juntamente com as nanopartículas de NaCl passou então por um neutralizador de aerossol de criptônio-85 (Kr-85) TSI 3054 e seguiu para o dispositivo onde estava alocada a amostra do material filtrante. As tubulações a montante e a jusante do dispositivo tinham diâmetros internos de 2,6 cm e, em seu interior, sondas com diâmetros internos de 2,0 mm e angulação de 90° faziam a coleta do aerossol a ser analisado. As sondas estavam instaladas a distâncias suficientes do dispositivo de filtração para permitir a homogeneização do aerossol e evitar perturbações no escoamento próximo ao filtro. Uma válvula de 3 vias era manipulada de forma que a amostragem fosse realizada ora antes ora depois da passagem do aerossol pelo filtro.

No final da linha, o aerossol passou por rotâmetro Gilmont n° 14 CP90533 e foi liberado para a atmosfera. A vazão observada no rotâmetro foi controlada pelo manuseio da válvula existente no início da linha, e foi ajustada de acordo com as velocidades superficiais de filtração desejadas, de $1,0$ e $2,0 \text{ m min}^{-1}$. Para velocidade superficial de filtração de $1,0 \text{ m min}^{-1}$, a vazão real requerida era de $4,0 \text{ L min}^{-1}$ e para a velocidade de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, a vazão real era de $8,0 \text{ L min}^{-1}$. Tais vazões foram corrigidas levando em consideração a temperatura e a pressão ambientes, de forma análoga à descrita no subtópico 4.2.4 (Equação 59), para que se soubessem as vazões a serem estabelecidas no rotâmetro, em NL min^{-1} . As velocidades superficiais de filtração foram definidas de acordo com a faixa que é comumente utilizada em filtros de mangas industriais, de $0,3$ – $3,7 \text{ m min}^{-1}$ (MORRIS; ALLEN, 1997). Além disso, a velocidade recomendada pela norma VDI 3926 (2004) para a simulação da operação de filtros de mangas é $2,0 \text{ m min}^{-1}$. As velocidades de $1,0$ e $2,0 \text{ m min}^{-1}$ foram utilizadas também na determinação da eficiência de coleta de micropartículas (subtópico 4.2.7).

As amostras de aerossol coletadas seguiram para um neutralizador de amerício-241 (Am-241) e, depois, para um sistema de análise de partículas por diferencial de mobilidade elétrica (*Scanning Mobility Particle Sizer* – SMPS), composto por um classificador eletrostático TSI 3080, acoplado a um analisador de mobilidade diferencial (DMA) TSI 3081, e um contador de partículas TSI 3776. O sistema era conectado a um computador, no qual o *software Aerosol Instrument Manager* (versão 8.0) fazia a aquisição e exibição dos dados. Dessa forma, as concentrações numéricas de partículas ($\# \text{ cm}^{-3}$) foram registradas por faixa de tamanho, entre 10 e 300 nm. No *software*, os parâmetros de tempo de amostragem (*scan up*), tempo de descarregamento do sistema para nova aferição (*retrace*) e as vazões *sheath* e *sample* foram definidos como 300 s, 15 s, 10,0 e 1,0, respectivamente. As vazões *sheath* e *sample* devem seguir a razão 10:1, por recomendação do fabricante, e sua escolha determina a faixa de diâmetros a ser contabilizada. Para alcançar a vazão de amostragem desejada, uma bomba de vácuo auxiliar GAST 0523-V5424Q-G588DX foi utilizada.

As vazões amostradas para análise pelo SMPS eram de $1,0 \text{ L min}^{-1}$, o que fez com que as amostragens não fossem isocinéticas. Arouca; Feitosa; Coury (2010) mostraram que a amostragem de partículas nanométricas não altera a concentração ou a distribuição de tamanho das partículas, mesmo sob condições não isocinéticas, já que o mecanismo de coleta inercial não atua sobre partículas nessa faixa de tamanho. Nanopartículas são, dessa forma, capazes de seguir o escoamento, mesmo quando sujeitas às variações abruptas de velocidade que ocorrem, por exemplo, em sondas de amostragem.

Para cada amostra e condição de velocidade de filtração, quatro amostragens a montante do filtro e três amostragens a jusante foram realizadas, na ordem mostrada na Tabela 18. Com os resultados, as eficiências fracionárias foram calculadas em triplicata, conforme mostram as Equações 63–65, totalizando, dessa forma, nove medições para cada meio filtrante e para cada condição de velocidade de filtração. O objetivo de se calcular as eficiências desta forma foi minimizar erros relacionados às flutuações inerentes ao gerador de aerossol, já que as medições a montante e a jusante do filtro não eram realizadas de forma simultânea.

A partir desses dados, curvas de eficiência de coleta em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas foram construídas e as eficiências totais médias e desvios padrão para a faixa de tamanho de 10–300 nm foram calculadas. As eficiências de coleta dos filtros PAN, PAN/PTFE e PE em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas são

apresentadas na Figura 50 e as eficiências para toda a faixa de diâmetros (10–300 nm) estão na Tabela 19.

Tabela 18 – Esquema de amostragem adotado para determinação da eficiência de coleta de nanopartículas.

| Amostragem | Posição | Concentração medida (# cm ⁻³) |
|------------|-----------------|--|
| 1 | Antes do filtro | C_1 |
| 2 | Após o filtro | C_2 |
| 3 | Antes do filtro | C_3 |
| 4 | Após o filtro | C_4 |
| 5 | Antes do filtro | C_5 |
| 6 | Após o filtro | C_6 |
| 7 | Antes do filtro | C_7 |

$$\eta_{F1} = \left(\frac{C_1 + C_3}{2} - C_2 \right) / \left(\frac{C_1 + C_3}{2} \right) \quad (63)$$

$$\eta_{F2} = \left(\frac{C_3 + C_5}{2} - C_4 \right) / \left(\frac{C_3 + C_5}{2} \right) \quad (64)$$

$$\eta_{F3} = \left(\frac{C_5 + C_7}{2} - C_6 \right) / \left(\frac{C_5 + C_7}{2} \right) \quad (65)$$

Figura 50 – Eficiência de coleta fracionária dos meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas (10–300 nm).

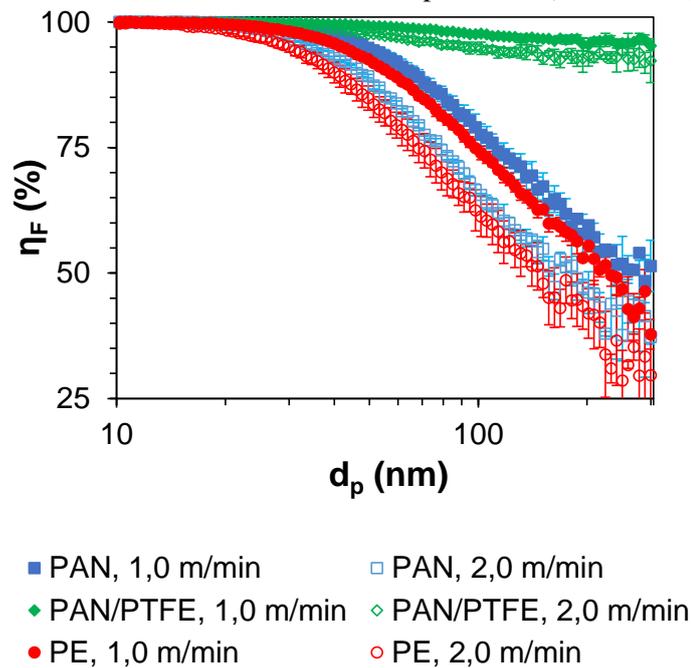


Tabela 19 – Eficiência de coleta total de partículas com diâmetros na faixa 10–300 nm para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE.

| Material Filtrante | V_f (m min⁻¹) | η_F (%) – 10–300 nm |
|---------------------------|--|--|
| PAN | 1,0 | 93,48 ± 0,68 |
| | 2,0 | 88,71 ± 0,32 |
| PAN/PTFE | 1,0 | 99,21 ± 0,05 |
| | 2,0 | 98,08 ± 0,32 |
| PE | 1,0 | 91,43 ± 0,62 |
| | 2,0 | 85,84 ± 1,80 |

4.2.6.1 Influência do tipo de material filtrante

A membrana de PTFE foi responsável por eficiências de coleta próximas a 100 % para toda a faixa de diâmetros estudada, em ambas as condições de velocidade superficial de filtração. O filtro PAN/PTFE tinha fibras com diâmetro menor, conforme discutido no subtópico 4.2.3, e era menos permeável à passagem do ar que os demais filtros, conforme evidenciado pelos resultados apresentados no subtópico 4.2.4. Esses resultados indicaram que sua matriz fibrosa era mais interconectada, com alta razão entre área superficial e volume, dificultando a passagem das nanopartículas e, portanto, aumentando a eficiência de coleta. O material mais permeável ao escoamento do ar, PE, foi também o que apresentou as menores eficiências de coleta de nanopartículas.

4.2.6.2 Influência do diâmetro das partículas

Partículas com diâmetros dentro da faixa avaliada (10–300 nm) são coletadas principalmente devido à atuação do mecanismo de difusão Browniana, cuja eficiência diminui à medida que o diâmetro das partículas aumenta, o que explica o comportamento das curvas apresentadas. Com o filtro PAN, as eficiências caíram abaixo de 98,00 % para partículas maiores que 37,20 e 27,90 nm, às velocidades superficiais de filtração de 1,0 e 2,0 m min⁻¹, respectivamente. Com o filtro PAN/PTFE, as eficiências caíram abaixo de 98,00 % para partículas maiores que 88,20 e 46,10 nm, aos níveis de velocidade menor e maior, respectivamente. Já no caso do filtro PE, eficiências abaixo de 98,00 % foram obtidas para partículas com diâmetros maiores que 31,10 e 21,70 nm, às velocidades de 1,0 e 2,0 m min⁻¹, respectivamente.

Partículas extremamente finas, com diâmetros próximos ao início da faixa avaliada, foram coletadas com eficiência de 100 %, mesmo quando utilizados os filtros mais permeáveis, PAN e PE. Não foram observados mínimos de eficiência nas curvas apresentadas, mas é notável que a inclinação delas começa a diminuir à medida que se aproximam do fim da faixa de diâmetros avaliada. Uma região de mínima eficiência provavelmente seria observada para partículas maiores, além da qual a eficiência de coleta aumentaria devido à intensificação dos mecanismos de coleta por interceptação direta e impactação inercial (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

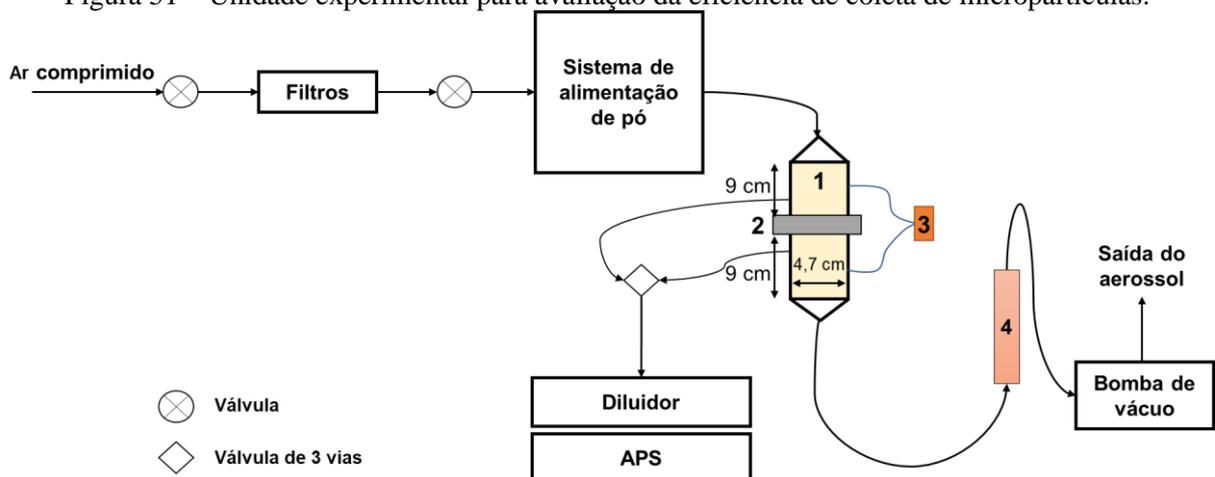
4.2.6.3 Influência da velocidade superficial de filtração

O aumento da velocidade do aerossol faz com que o movimento Browniano perca magnitude frente à força de arraste que o fluido exerce sobre as partículas, motivo pelo qual as curvas de eficiência à velocidade superficial de $2,0 \text{ m min}^{-1}$ estiveram abaixo das curvas à velocidade de $1,0 \text{ m min}^{-1}$ para todos os filtros (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

4.2.7 Eficiência de coleta de micropartículas

Os ensaios de filtração de micropartículas foram realizados na unidade experimental apresentada esquematicamente pela Figura 51, em temperatura ambiente na faixa de $25\text{--}29 \text{ }^\circ\text{C}$, pressão ambiente de $91,9\text{--}92,4 \text{ kPa}$, umidade relativa do ar ambiente entre $27\text{--}38 \%$ e umidade relativa do ar comprimido utilizado na linha entre $26\text{--}35 \%$.

Figura 51 – Unidade experimental para avaliação da eficiência de coleta de micropartículas.



1- Dispositivo de filtração; 2- Suporte para filtro; 3- Manômetro; 4- Rotâmetro.

APS- Aerodynamic Particle Sizer.

Fonte: Acervo pessoal.

A unidade experimental consistiu em um alimentador de partículas TSI 3433, um diluidor de aerossol TSI 3302A, um espectrômetro *Aerodynamic Particle Sizer* (APS) TSI 3320, um rotâmetro Digiflow KP-05 e uma bomba de vácuo GAST 303300 Serial 517. O ar comprimido era responsável por aspirar o material particulado disposto em um prato rotativo no interior do alimentador de partículas. A vazão de ar para dispersão do pó no prato de alimentação foi ajustada em 5 L min^{-1} e a pressão de sucção em $150 \text{ inH}_2\text{O}$. O aerossol seguia, então, para o sistema de filtração, onde estava alocada a amostra circular de material filtrante a ser analisado, com diâmetro de $47,3 \text{ mm}$, passava pelo rotâmetro e era eliminado para a atmosfera pela bomba de vácuo. O sistema de filtração continha duas sondas com diâmetros internos de $3,84 \text{ mm}$ cada e angulação de 90° , uma a jusante e outra a montante do meio filtrante, por meio das quais era feita a amostragem do aerossol a ser analisado pelo espectrômetro.

Para garantir que a condição isocinética das amostragens fosse atendida, um rotâmetro digital TSI 41403F foi utilizado para calibrar a vazão de amostragem. A calibração era feita manualmente por meio de ajuste de válvula presente na mangueira de ar proveniente da caixa de diluição, até que se atingisse a vazão de amostragem desejada. Esta vazão foi calculada de forma que a velocidade do aerossol na sonda de amostragem, com diâmetro interno de $3,84 \text{ mm}$, fosse igual à velocidade no duto, com diâmetro interno de $47,3 \text{ mm}$. Dessa forma, para velocidade superficial de filtração de $1,0 \text{ m min}^{-1}$, a vazão real no duto foi ajustada para $1,8 \text{ L min}^{-1}$, enquanto a vazão real de amostragem foi de 12 mL min^{-1} . Para os ensaios à velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, a vazão real no duto foi de $3,5 \text{ L min}^{-1}$, enquanto a vazão real de amostragem foi ajustada para 23 mL min^{-1} . A vazão real no duto foi corrigida considerando a lei dos gases ideais, de forma análoga à descrita no subtópico 4.2.4 (Equação 62), para que se soubessem as vazões a serem estabelecidas no rotâmetro, em NL min^{-1} . Já a vazão de amostragem foi corrigida por meio da Equação 66, disponível no manual do rotâmetro digital TSI 41403F.

$$Q_{rot} = Q_{real} \cdot 1,00022^{(760 - P_{real}[\text{mmHg}]) \cdot \frac{101,325}{760}} + 0,0003 \cdot |T_{real}[\text{°C}] - 21,1| \quad (66)$$

O aerossol amostrado seguia então para o diluidor de partículas e, depois, para o espectrômetro, que realizava a contagem das partículas em função do diâmetro aerodinâmico. Um computador conectado ao sistema fazia a aquisição dos dados, por meio do *software Aerosol Instrument Manager* (versão 8.0). A queda de pressão consequente da resistência à

passagem do aerossol através do meio filtrante e da torta de filtração foi acompanhada por meio de manômetro Furness FCO12.

4.2.7.1 Influência da formação da torta

Para analisar a influência da formação da torta na eficiência de coleta de micropartículas, os ensaios consistiram em medir a concentração das partículas presentes no aerossol antes e após a passagem pelo filtro, em quatro momentos distintos, denominados ΔP_0 , $(\Delta P_0 + 100)$, $(\Delta P_0 + 200)$ e $(\Delta P_0 + 300)$ Pa. O primeiro momento, ΔP_0 , refere-se aos instantes iniciais da filtração, em que a queda de pressão do filtro era consequência apenas da resistência oferecida pelo meio filtrante à passagem do aerossol. Os momentos subsequentes dizem respeito aos instantes em que a queda de pressão atingia os valores mencionados, devido ao aumento de resistência ao escoamento causado pela deposição de material particulado no interior ou na superfície do filtro.

Para cada material filtrante, os ensaios descritos foram realizados para três amostras distintas, à velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, utilizando calcário dolomítico como material particulado e seguindo o esquema de amostragem descrito na Tabela 20. As eficiências de coleta foram calculadas de acordo com as Equações 67–70. A partir dos resultados, gráficos de eficiência de coleta em função do diâmetro aerodinâmico das partículas foram construídos, e as eficiências de coleta médias e desvios padrão foram calculados para partículas com diâmetros aerodinâmicos na faixa de $0,5\text{--}8,0 \text{ }\mu\text{m}$, em cada um dos quatro momentos descritos.

Tabela 20 – Esquema de amostragem adotado para determinação de eficiência de coleta de micropartículas.

| Amostragem | Momento da filtração | Posição | Concentração medida (# cm^{-3}) |
|------------|---------------------------------|-----------------|--|
| 1 | ΔP_0 | Após o filtro | C_1 |
| 2 | | Antes do filtro | C_2 |
| 3 | $(\Delta P_0 + 100) \text{ Pa}$ | Após o filtro | C_3 |
| 4 | | Antes do filtro | C_4 |
| 5 | $(\Delta P_0 + 200) \text{ Pa}$ | Após o filtro | C_5 |
| 6 | | Antes do filtro | C_6 |
| 7 | $(\Delta P_0 + 300) \text{ Pa}$ | Após o filtro | C_7 |
| 8 | | Antes do filtro | C_8 |

$$\eta_F(\Delta P_0) = (C_2 - C_1)/C_2 \quad (67)$$

$$\eta_F(\Delta P_0 + 100) = (C_4 - C_3)/C_4 \quad (68)$$

$$\eta_F(\Delta P_0 + 200) = (C_6 - C_5)/C_6 \quad (69)$$

$$\eta_F(\Delta P_0 + 300) = (C_8 - C_7)/C_8 \quad (70)$$

A Figura 52 apresenta as eficiências de coleta fracionárias obtidas com os materiais filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico de partículas de calcário dolomítico, à velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, e a Tabela 21 apresenta as eficiências para toda a faixa de tamanho avaliada ($0,5\text{--}8,0 \mu\text{m}$). Diferentemente dos ensaios de filtração com nanopartículas, o preenchimento dos poros do meio filtrante e a formação de torta, nesse caso, ocorreram muito rapidamente. A torta de filtração auxiliou na coleta de partículas subsequentes, elevando a eficiência de coleta para valores próximos a 100 % para quase toda a faixa de diâmetros avaliada nos momentos subsequentes do processo, o que pode ser observado nas curvas que representam as amostragens nas quedas de pressão ($\Delta P_0 + 100$), ($\Delta P_0 + 200$) e ($\Delta P_0 + 300$) Pa.

4.2.7.2 Influência do tipo de material filtrante

A membrana de PTFE, com fibras de tamanho muito reduzido e maior razão entre área superficial e volume, fez com que as eficiências se aproximassem de 100 % para quase toda a faixa de diâmetros avaliada, desde os instantes iniciais da filtração, à queda de pressão ΔP_0 (Figura 52b). Nesse caso, não houve filtração de profundidade antecedendo a formação de torta, pois as partículas foram coletadas na superfície da membrana desde o início do processo (SCOTT, 1995; SPARKS; CHASE, 2016).

4.2.7.3 Influência do diâmetro das partículas

As eficiências de coleta apresentaram seus menores valores para partículas de $0,5 \mu\text{m}$ e aumentaram com o aumento do diâmetro das partículas, até valores próximos a 100 % (Figura 52). Os principais mecanismos de coleta que atuam em partículas com diâmetros na faixa de diâmetro avaliada são a interceptação direta e a impactação inercial, que se intensificam à medida que os diâmetros das partículas aumentam, o que explica o comportamento das curvas (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Figura 52 – Eficiência de coleta fracionária dos filtros PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico das partículas de calcário dolomítico, à velocidade de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$.

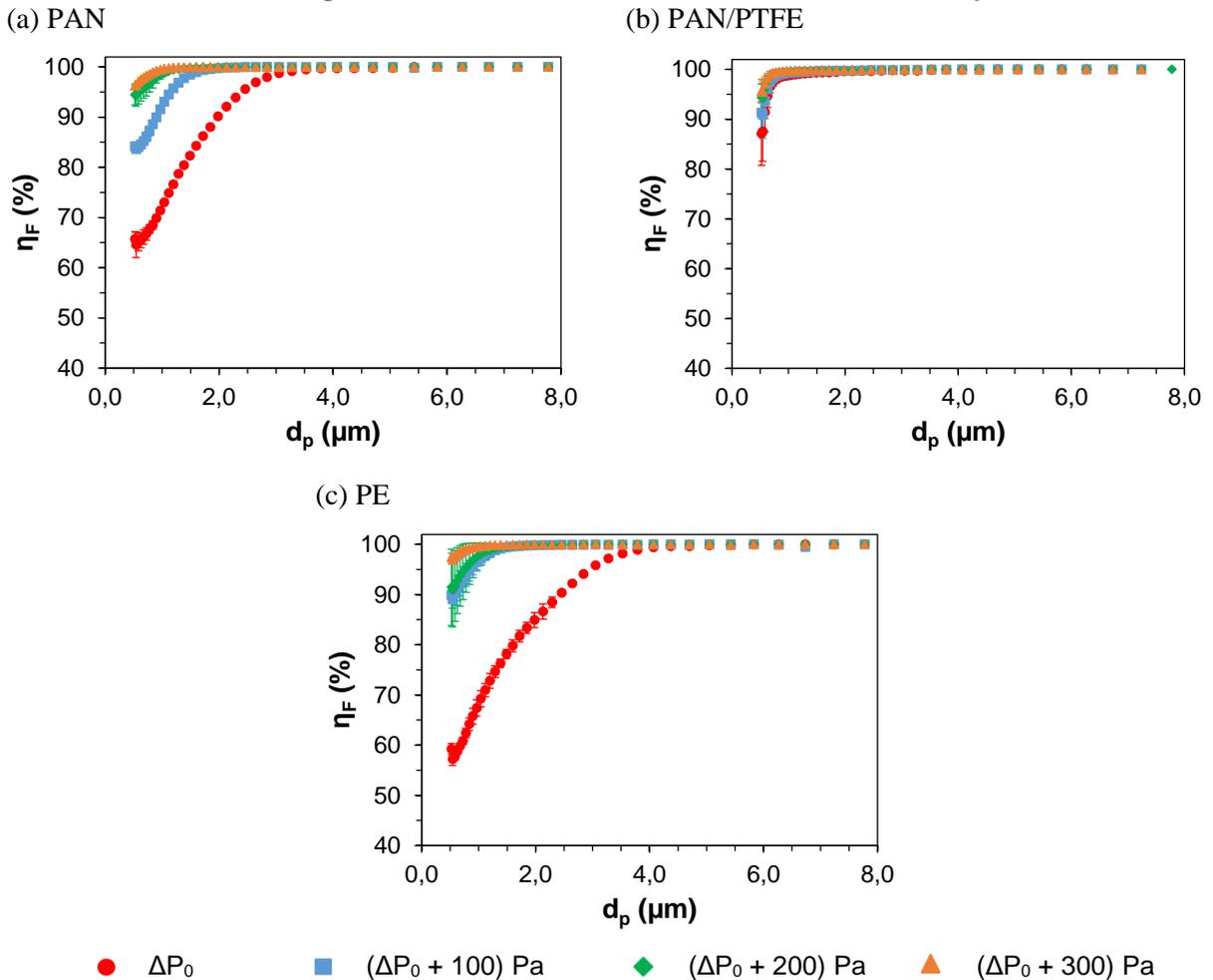


Tabela 21 – Eficiências de coleta totais de partículas de calcário dolomítico com diâmetros na faixa $0,5\text{--}8,0 \mu\text{m}$ para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE, à velocidade de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$.

| Material Filtrante | ΔP (Pa) | η_F (%) – $0,5\text{--}8,0 \mu\text{m}$ |
|--------------------|--------------------|--|
| PAN | ΔP_0 | $74,50 \pm 0,61$ |
| | $\Delta P_0 + 100$ | $92,07 \pm 0,53$ |
| | $\Delta P_0 + 200$ | $98,02 \pm 0,79$ |
| | $\Delta P_0 + 300$ | $99,08 \pm 0,21$ |
| PAN/PTFE | ΔP_0 | $97,90 \pm 0,94$ |
| | $\Delta P_0 + 100$ | $98,65 \pm 0,57$ |
| | $\Delta P_0 + 200$ | $99,19 \pm 0,45$ |
| | $\Delta P_0 + 300$ | $99,38 \pm 0,46$ |
| PE | ΔP_0 | $70,49 \pm 1,85$ |
| | $\Delta P_0 + 100$ | $96,33 \pm 1,22$ |
| | $\Delta P_0 + 200$ | $96,87 \pm 3,34$ |
| | $\Delta P_0 + 300$ | $99,31 \pm 0,35$ |

4.2.7.4 Influência da velocidade superficial de filtração

Para avaliar o efeito da velocidade superficial de filtração na eficiência de coleta de micropartículas, os ensaios de filtração foram repetidos à velocidade de $1,0 \text{ m min}^{-1}$. Os resultados das eficiências de coleta fracionárias nos instantes iniciais da filtração, à queda de pressão ΔP_0 , estão na Figura 53, juntamente com os resultados previamente obtidos à velocidade de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, e as eficiências para toda a faixa de tamanho avaliada ($0,5\text{--}8,0 \mu\text{m}$) estão na Tabela 22. Eficiências maiores foram observadas à $2,0 \text{ m min}^{-1}$ para os três meios filtrantes avaliados, o que pode ser explicado pela intensificação do mecanismo de impactação inercial. Apesar da interceptação direta não depender da velocidade do aerossol, a impactação inercial é beneficiada com o aumento da velocidade, devido ao aumento da quantidade de movimento das partículas a velocidades maiores (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

Figura 53 – Eficiência de coleta fracionária dos meios filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico das partículas de calcário dolomítico, nos instantes iniciais da filtração.

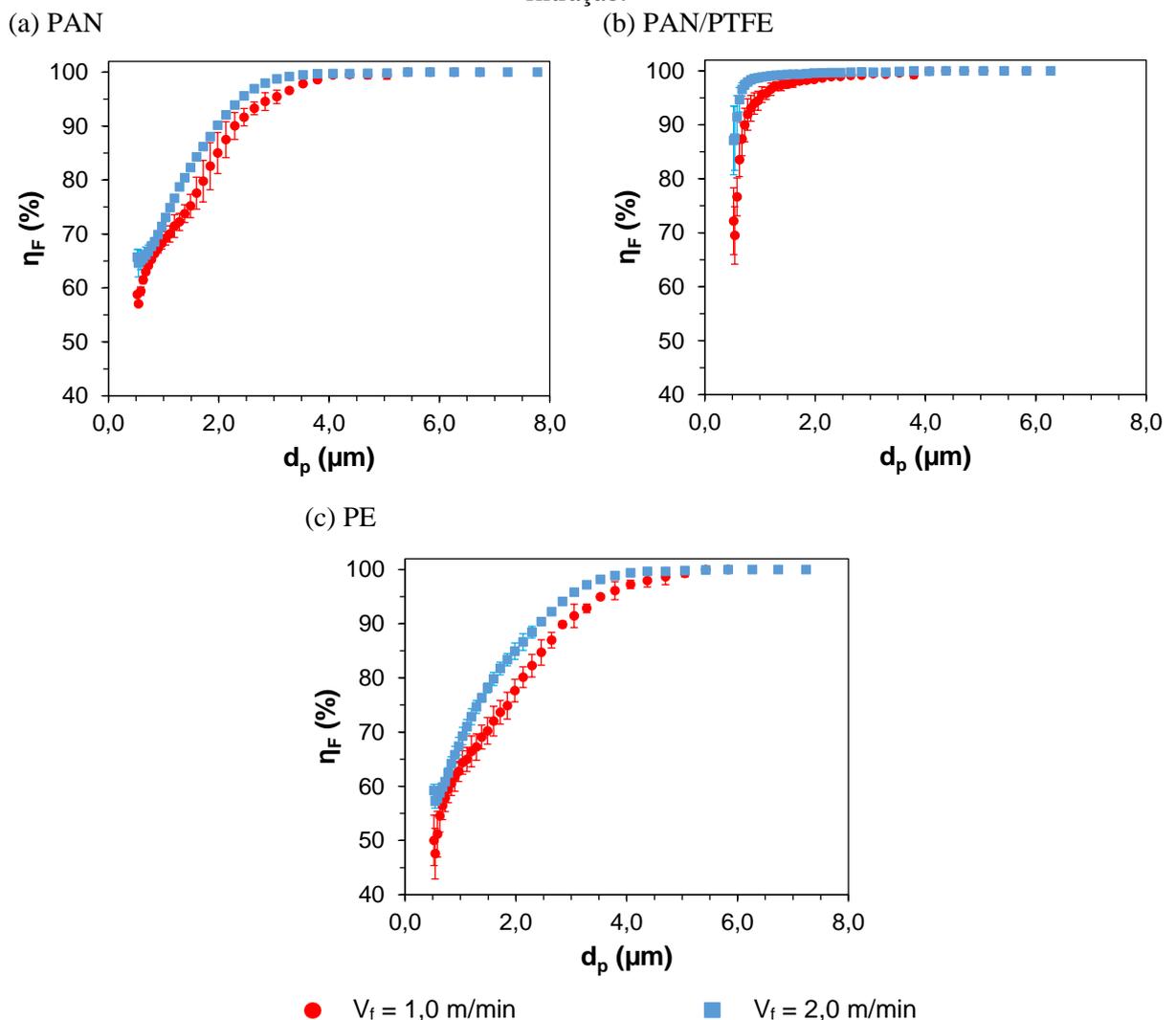


Tabela 22 – Eficiências de coleta totais de partículas de calcário dolomítico com diâmetros na faixa 0,5–8,0 μm para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE, nos instantes iniciais da filtração.

| Material Filtrante | V_f (m min⁻¹) | η_F (%) – 0,5–8,0 μm |
|---------------------------|--|---|
| PAN | 1,0 | 70,25 \pm 1,38 |
| | 2,0 | 74,50 \pm 0,61 |
| PAN/PTFE | 1,0 | 93,25 \pm 1,37 |
| | 2,0 | 97,90 \pm 0,94 |
| PE | 1,0 | 64,79 \pm 2,58 |
| | 2,0 | 70,49 \pm 1,85 |

4.2.7.5 Influência do material particulado

Os ensaios à velocidade de filtração de 2,0 m min⁻¹ foram repetidos com o pó de sinterização, para que fosse possível verificar a influência do material particulado na eficiência de filtração. As eficiências de coleta fracionárias em função do diâmetro aerodinâmico das partículas nos momentos iniciais da filtração estão apresentadas na Figura 54, juntamente com os resultados obtidos previamente com calcário. As curvas de eficiência de coleta do pó de sinterização apresentaram comportamentos semelhantes às curvas do calcário, porém, para os três materiais filtrantes avaliados, as eficiências obtidas com o pó de sinterização foram maiores que as obtidas com o calcário para determinadas faixas de diâmetro de partículas: 0,8–5,0 μm para o filtro PAN (Figura 54a), 0,5–4,1 μm para o PAN/PTFE (Figura 54b) e 0,5–5,4 μm para o PE (Figura 54c).

O pó de sinterização tinha tamanho menor que o calcário, conforme discutido no subtópico 4.1.2, e maior coesividade, conforme análise feita sobre a Figura 35, características que facilitavam sua penetração por entre as fibras dos materiais filtrantes e seu empacotamento. Dessa forma, o pó de sinterização acelerou a colmatação dos meios filtrantes, ou seja, fez com que os poros dos filtros fossem preenchidos mais rapidamente em comparação com os ensaios realizados com calcário, e produziu tortas de filtração mais compactas, o que foi evidenciado pelo aumento mais rápido da queda de pressão através do filtro. O preenchimento dos poros dos meios filtrantes com o pó de sinterização se dava mesmo antes do fim da contagem de partículas nos instantes iniciais da filtração, processo que durava em torno de dois minutos. A colmatação mais rápida foi responsável pelas maiores eficiências de coleta do pó de sinterização em determinadas faixas de tamanho de partículas.

Por outro lado, ao considerar toda a faixa de tamanho de partículas avaliada (0,5–8,0 μm), as eficiências de coleta do pó de sinterização foram menores que as eficiências de coleta de calcário para dois dos meios filtrantes utilizados: PAN e PE (Tabela 23). Com o pó de sinterização, o número de partículas com diâmetros próximos ao início da faixa avaliada, para os quais as eficiências eram baixas, era consideravelmente maior que no caso do calcário dolomítico, o que fez com que as eficiências totais fossem mais baixas. Com o filtro PAN/PTFE, a eficiência de coleta total de coleta do pó de sinterização foi maior que a do calcário dolomítico, visto que, devido à presença da membrana de PTFE, com fibras com diâmetros muito reduzidos, as partículas mais finas foram coletadas de maneira quase tão eficiente quanto as partículas com diâmetros maiores.

Figura 54 – Eficiência de coleta fracionária dos meios filtrantes PAN (a), PAN/PTFE (b) e PE (c) em função do diâmetro aerodinâmico das partículas de calcário dolomítico e do pó de sinterização, à velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, nos instantes iniciais da filtração.

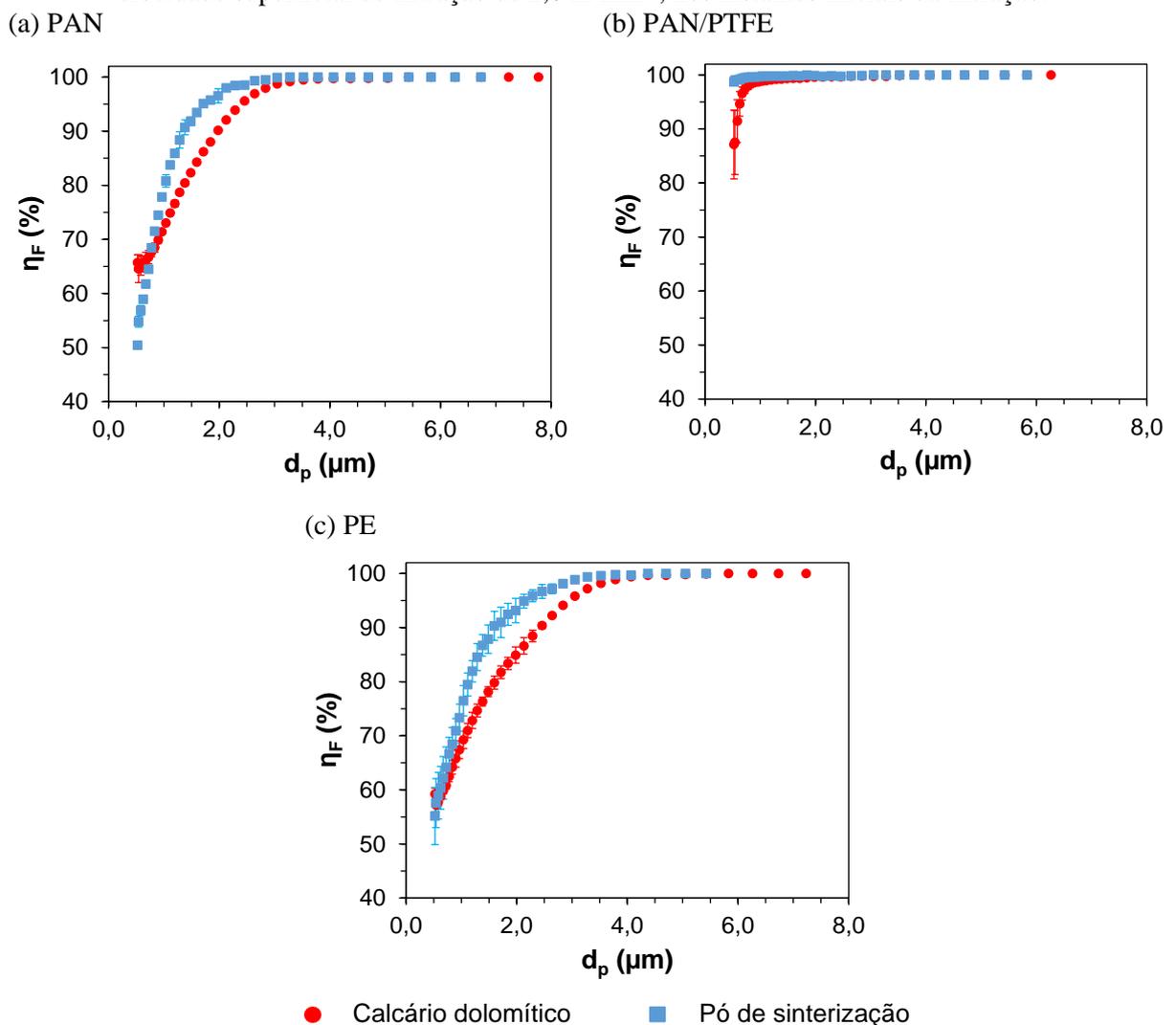


Tabela 23 – Eficiências de coleta totais de partículas de calcário dolomítico e de pó de sinterização para os meios filtrantes PAN, PAN/PTFE e PE, à velocidade superficial de filtração de 2,0 m min⁻¹, nos instantes iniciais da filtração.

| Material Filtrante | Material particulado | η_F (%) – 0,5–8,0 μm |
|---------------------------|-----------------------------|---|
| PAN | Calcário dolomítico | 74,50 ± 0,61 |
| | Pó de sinterização | 68,94 ± 0,32 |
| PAN/PTFE | Calcário dolomítico | 97,90 ± 0,94 |
| | Pó de sinterização | 99,42 ± 0,24 |
| PE | Calcário dolomítico | 70,49 ± 1,85 |
| | Pó de sinterização | 68,20 ± 3,23 |

4.2.8 Resistência à tração

Os ensaios de tração foram realizados de acordo com a norma ASTM D882 (2018), em máquina universal de ensaios Instron 5969R, com célula de carga de 500 N, com velocidade de 12,5 mm min⁻¹, à temperatura ambiente de 23 °C e umidade relativa do ar de 50 %. Estas análises foram realizadas no Centro de Caracterização e Desenvolvimento de Materiais (CCDM/UFSCar). Os resultados obtidos foram a tensão e a deformação percentual na ruptura. A tensão na ruptura corresponde à carga aplicada ao corpo de prova imediatamente antes da ruptura dividida pela área transversal inicial, enquanto a deformação percentual na ruptura indica a diferença entre o comprimento do corpo de prova no momento da ruptura e o comprimento original. A avaliação de tais propriedades é importante para escolha de mangas filtrantes, pois, em um filtro de mangas, esses elementos são submetidos constantemente aos choques mecânicos causados pelos pulsos de limpeza. Dessa forma, a resistência mecânica do material influencia em seu tempo de vida útil e, conseqüentemente, nos custos de manutenção associados à substituição das mangas. Tensões de ruptura altas e percentuais de deformação baixos indicam que o material é mais rígido.

Cinco amostras de cada material filtrante foram submetidas ao procedimento. Os resultados são apresentados na Tabela 24. Foi necessária menor tensão para ruptura do filtro PAN/PTFE. Este material apresentou também maior deformação percentual. Tais resultados apontam o meio filtrante PAN/PTFE como o menos rígido dentre os três materiais. Por outro lado, o filtro PE foi o mais rígido, com maior tensão para a ruptura e menor deformação.

A comparação entre os resultados obtidos experimentalmente e os dados disponíveis nas fichas técnicas dos materiais, fornecidas pelos fabricantes, é apresentada na Tabela 25. Com exceção do filtro PAN/PTFE, os resultados experimentais de tensão na ruptura

foram quase duas vezes superiores aos dados das fichas técnicas. Uma possível explicação para essas divergências está nas diferentes velocidades de separação das garras da máquina de tração. Neste trabalho, foi utilizada velocidade de 12,5 mm min⁻¹, seguindo recomendação da norma ASTM D882 (2018). Já os resultados fornecidos pelos fabricantes foram obtidos à velocidade de 200 mm min⁻¹, no caso dos filtros PAN e PAN/PTFE, e 300 mm min⁻¹, no caso do filtro PE. O fabricante dos filtros PAN e PAN/PTFE seguiu as recomendações da norma ISO 9073-3 (1989), enquanto o fabricante do filtro PE seguiu a norma ASTM D5035 (2019).

Tabela 24 – Tensão e deformação percentual na ruptura das amostras de PAN, PAN/PTFE e PE.

| Material filtrante | Amostra | Tensão na ruptura (MPa) | Deformação na ruptura (%) |
|---------------------------|----------------|--------------------------------|----------------------------------|
| PAN | 1 | 8,52 | 55,15 |
| | 2 | 9,27 | 56,58 |
| | 3 | 9,03 | 57,47 |
| | 4 | 9,00 | 53,90 |
| | 5 | 9,48 | 57,99 |
| | Média | 9,06 | 56,22 |
| | DP | 0,36 | 1,68 |
| PAN/PTFE | 1 | 7,36 | 61,57 |
| | 2 | 7,55 | 62,06 |
| | 3 | 7,00 | 58,57 |
| | 4 | 7,20 | 60,32 |
| | 5 | 7,31 | 59,92 |
| | Média | 7,28 | 60,49 |
| | DP | 0,20 | 1,38 |
| PE | 1 | 15,88 | 27,66 |
| | 2 | 16,52 | 27,21 |
| | 3 | 15,94 | 26,78 |
| | 4 | 15,92 | 26,96 |
| | 5 | 15,79 | 27,88 |
| | Média | 16,01 | 27,30 |
| | DP | 0,29 | 0,46 |

Tabela 25 – Comparação entre os resultados experimentais de tensão na ruptura e os dados fornecidos pelos fabricantes.

| Tensão na ruptura (MPa) | | |
|--------------------------------|---------------------|----------------------|
| Material filtrante | Experimental | Ficha técnica |
| PAN | 9,06 ± 0,36 | 4,67 |
| PAN/PTFE | 7,28 ± 0,20 | 7,84 |
| PE | 16,01 ± 0,29 | 9,13 |

4.2.9 Termogravimetria

As amostras dos materiais filtrantes foram colocadas em um suporte de alumina de um analisador térmico TGA Q500 e aquecidas de 30 °C até 950 °C a uma taxa de 10 °C min⁻¹ sob uma atmosfera controlada de nitrogênio a 50 mL min⁻¹, seguindo as recomendações da norma ASTM E1131 (2020). As massas das amostras eram monitoradas constantemente por uma termo balança. Dessa forma, foram obtidas as curvas termogravimétricas (TG), que consistem na massa residual da amostra em função da temperatura, e as curvas da segunda derivada da massa residual em função da temperatura (DTG). Os ensaios de termogravimetria foram realizados no Centro de Caracterização e Desenvolvimento de Materiais (CCDM/UFSCar). Os resultados termogravimétricos são fundamentais para a escolha apropriada do material filtrante para cada processo, visto que a resistência do material à exposição térmica é um dos fatores que determina sua durabilidade.

As Figuras 55–57 apresentam as curvas TG e DTG dos materiais PAN, PAN/PTFE e PE, respectivamente. A partir da análise das curvas, é possível observar a temperatura de início da decomposição dos materiais, indicada pelo início do declínio da curva TG e pelo pico na curva DTG. Além disso, ao final do experimento, à temperatura de 950 °C, a perda percentual de massa da amostra durante o procedimento é contabilizada, e a massa residual indica o teor de compostos inorgânicos do material.

Pela comparação entre as curvas TG dos três materiais (Figura 58), nota-se que os materiais filtrantes PAN e PAN/PTFE apresentaram comportamentos semelhantes, com temperaturas de início de decomposição próximas a 285 °C e perdas de massa mais lentas que a do filtro PE. A semelhança entre os comportamentos dos filtros PAN e PAN/PTFE era esperada, visto que a base dos dois filtros era a mesma, matriz fibrosa de poliácridonitrila, sendo a única diferença estrutural entre os dois a fina membrana de politetrafluoretileno. A decomposição do filtro PE iniciou-se a uma temperatura maior que a dos demais filtros, a 357,73 °C, foi mais rápida, visto a maior inclinação da curva, e mais acentuada, tendo massa residual de apenas 12,58 %.

Figura 55 – Curva termogravimétrica (TG) e segunda derivada (DTG) em função da temperatura da amostra do filtro PAN.

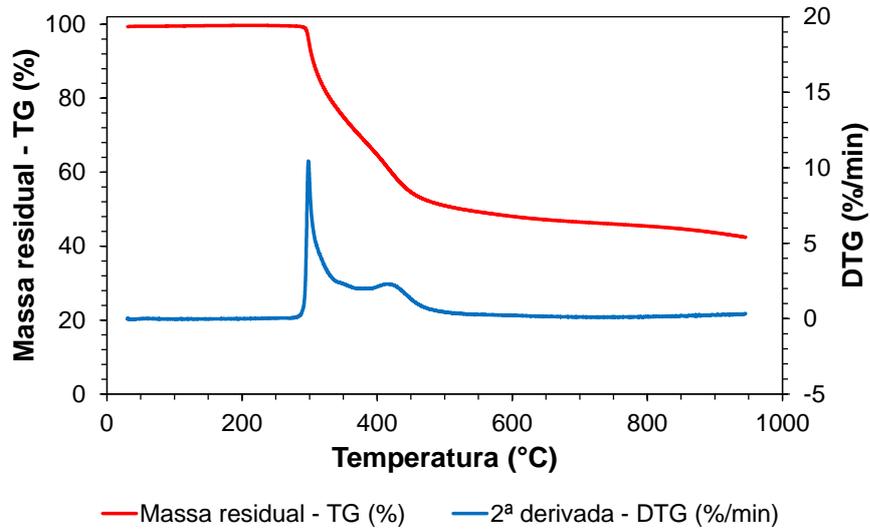


Figura 56 – Curva termogravimétrica (TG) e segunda derivada (DTG) em função da temperatura da amostra do filtro PAN/PTFE.

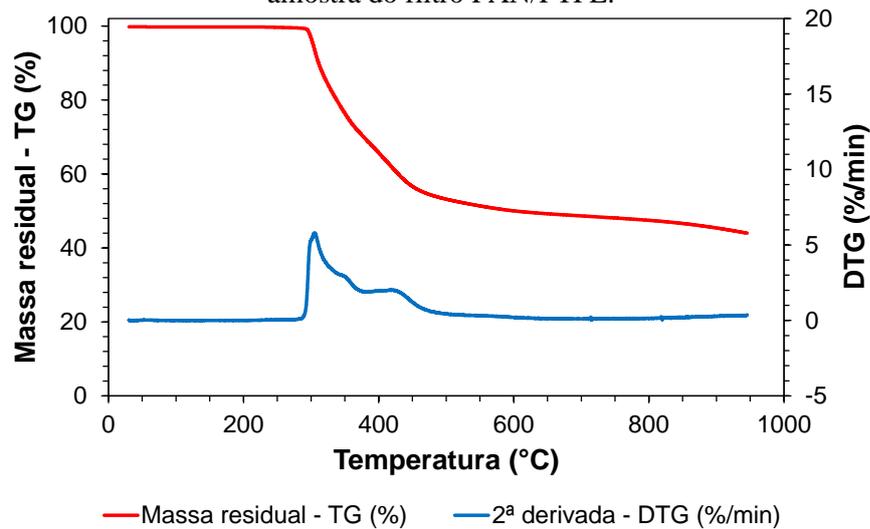


Figura 57 – Curva termogravimétrica (TG) e segunda derivada (DTG) em função da temperatura da amostra do filtro PE.

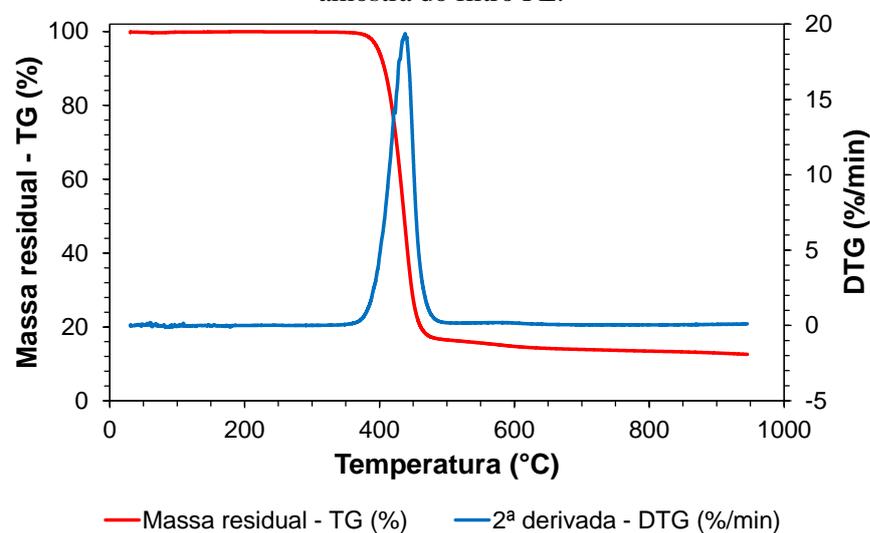
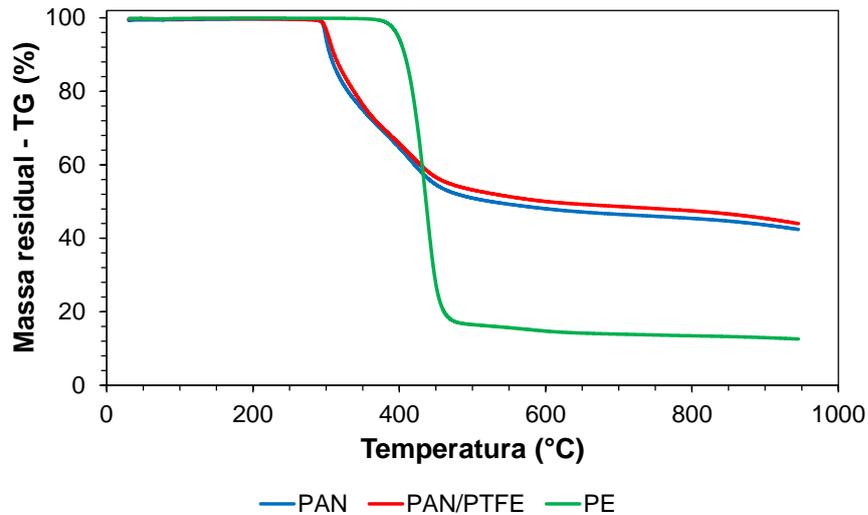


Figura 58 – Comparação entre as curvas termogravimétricas dos materiais PAN, PAN/PTFE e PE.



A Tabela 26 apresenta a comparação entre os resultados dos ensaios de termogravimetria obtidos para os três materiais filtrantes e as temperaturas máximas recomendadas nas fichas técnicas fornecidas pelos fabricantes. Grandes margens de segurança podem ser observadas entre as temperaturas recomendadas de operação e as temperaturas de início de decomposição dos três materiais, sendo as temperaturas recomendadas de pico inferiores a 50 % das temperaturas de início de decomposição.

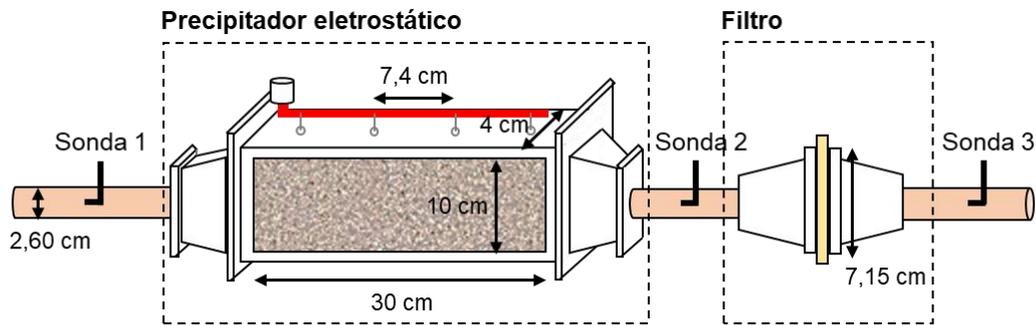
Tabela 26 – Comparação entre os resultados experimentais dos ensaios de termogravimetria e os dados fornecidos pelos fabricantes.

| Material filtrante | Perda de massa (%) | Resíduo inorgânico (%) | Temperatura no início da decomposição (°C) | Temperatura máxima - Ficha técnica | |
|--------------------|--------------------|------------------------|--|------------------------------------|-----------|
| | | | | Contínua (°C) | Pico (°C) |
| PAN | 56,94 | 42,41 | 283,06 | 115 | 120 |
| PAN/PTFE | 55,36 | 43,99 | 288,73 | 125 | 140 |
| PE | 87,24 | 12,58 | 357,73 | 135 | 150 |

4.3 FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE NANOPARTÍCULAS

Os ensaios descritos neste tópico foram realizados na mesma unidade experimental apresentada no subtópico 4.2.6. Entretanto, aqui, o dispositivo de filtração consistia de um precipitador eletrostático seguido de um suporte para a amostra de filtro, conforme mostra a Figura 59. Além das sondas de amostragem dispostas a montante e a jusante do dispositivo, havia também uma sonda entre o precipitador e o filtro. As três sondas tinham diâmetro interno de 2,0 mm e angulação de 90°, e ficavam localizadas no centro de tubulações com diâmetros internos de 2,6 cm.

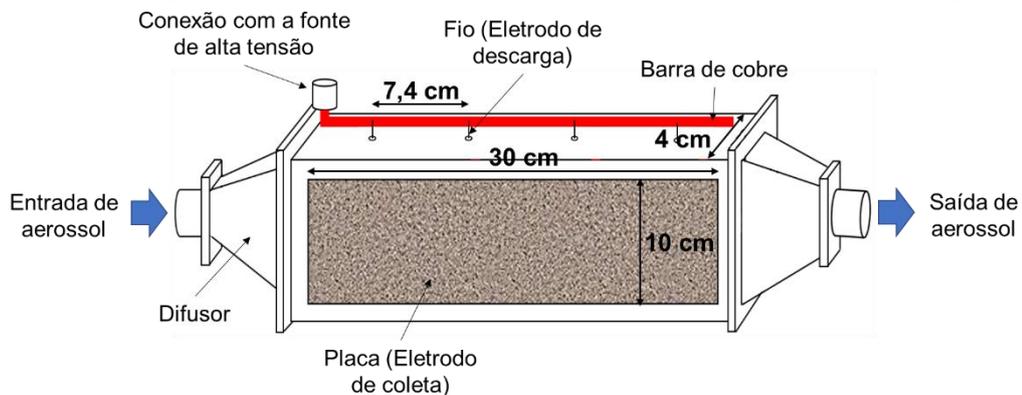
Figura 59 – Dispositivo de filtração utilizado na unidade experimental para avaliação da filtração híbrida de nanopartículas.



Fonte: Acervo pessoal.

O precipitador eletrostático utilizado nos experimentos foi do tipo placa-fio de simples estágio, construído em acrílico, representado esquematicamente pela Figura 60. Na entrada do equipamento, havia um difusor para promover a homogeneização do escoamento do aerossol. Nas paredes laterais, duas placas de cobre aterradas com altura de 10,0 cm e comprimento de 30,0 cm faziam o papel de eletrodos de coleta. A distância entre as placas coletoras era de 4,0 cm. Os eletrodos de descarga eram quatro fios de aço inoxidável com diâmetros de 0,55 mm, espaçados de 7,4 cm uns dos outros, dispostos na região central entre as placas coletoras e fixados por meio de um suporte de cobre localizado na parte superior do equipamento. Os eletrodos de descarga eram energizados por fonte de alta tensão Spellman SL300, com resolução de 0,1 kV. O suporte utilizado para alocação da amostra de meio filtrante após o precipitador foi o mesmo que o descrito no subtópico 4.2.6 e, portanto, as amostras apresentavam áreas de filtração circulares, com diâmetros de 7,15 cm. Dessa forma, a área da seção transversal do precipitador eletrostático (4×10 cm) era aproximadamente igual à área de filtração do meio filtrante ($(\pi \times (7,15 \text{ cm})^2)/4$). Assim, a velocidade de escoamento no precipitador eletrostático e a velocidade superficial de filtração eram equivalentes.

Figura 60 – Precipitador eletrostático usado nos ensaios de filtração híbrida de nanopartículas.



Fonte: Acervo pessoal.

A solução utilizada para geração das nanopartículas, com concentração de 1,0 g L⁻¹, foi preparada a partir de NaCl puro e água deionizada, conforme procedimento descrito no subtópico 4.2.6. A distribuição granulométrica na entrada do filtro híbrido foi obtida a partir das medições de concentração em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas presentes no aerossol amostrado pela sonda 1 da Figura 59, localizada antes do precipitador eletrostático. As medições foram realizadas durante os 16 ensaios do planejamento experimental, descritos adiante, no subtópico 4.3.2. Esses ensaios foram realizados em dias distintos, com temperaturas que variaram na faixa de 20–27 °C, pressão ambiente entre 92,0–92,3 kPa, umidade relativa do ar ambiente na faixa de 35–52 % e umidade relativa do ar comprimido em torno de 20 %. As vazões de aerossol variaram entre 4,0 e 8,0 L min⁻¹, dependendo do nível do fator velocidade superficial de filtração de cada ensaio, e a vazão do gerador de nanopartículas foi mantida em 2,4 L min⁻¹. As distribuições granulométricas após a passagem do aerossol pelo precipitador eletrostático e após a passagem pelo filtro foram obtidas de forma análoga, a partir das amostragens realizadas nas sondas 2 e 3 da Figura 59, respectivamente.

4.3.1 Caracterização elétrica do sistema

A tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático foi variada na fonte de alta tensão, de 0,5 em 0,5 kV, desde 0,0 kV até que ocorresse o rompimento dielétrico do gás, observável pela geração de arco elétrico no interior do precipitador e desligamento automático da fonte de alta tensão. Para cada tensão elétrica aplicada, o valor de corrente elétrica aferida pela fonte de alta tensão era anotado. Esse procedimento foi realizado para os dois níveis de velocidade superficial de filtração adotados no planejamento experimental do subtópico 4.3.2 e para as condições com e sem a presença de material particulado. Para as condições com presença de material particulado, a vazão no gerador de nanopartículas foi mantida em 2,4 L min⁻¹. Então, curvas de corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico foram construídas para as condições descritas. A intensidade do campo elétrico, E , foi calculada com base no conceito de campo elétrico pseudo-homogêneo para um precipitador placa-fio, de acordo com a Equação 71, na qual U_{ESP} é a tensão elétrica aplicada aos eletrodos de descarga e s é a distância entre os eletrodos de descarga e as placas coletoras (PARKER, 1997).

$$E = \frac{U_{ESP}}{s} \quad (71)$$

Para avaliar a influência do fluxo de elétrons e íons no interior do precipitador sobre o escoamento do aerossol, a razão N_{EHD}/Re^2 foi calculada para cada condição. O número

eletro-hidrodinâmico, N_{EHD} , foi calculado de acordo com a Equação 72 e o número de Reynolds, Re , pela Equação 73 (IEEE, 2003). Nestas equações, I é a corrente elétrica medida, L_{ESP} é o comprimento característico do precipitador eletrostático (nesse caso, o espaçamento entre as placas coletoras), ν e ρ_g são a viscosidade cinemática e a densidade do fluido, respectivamente, b_i é a mobilidade iônica, A_L é a área superficial relativa a L_{ESP} (nesse caso, a área superficial das duas placas coletoras) e V_{ESP} a velocidade de escoamento do aerossol no precipitador. A viscosidade cinemática foi calculada a partir da Equação 74. A viscosidade dinâmica e a densidade do ar foram estimadas conforme descrito no subtópico 4.2.4 (Equações 59 e 60). A mobilidade iônica foi considerada igual a $2,1 \cdot 10^{-4} \text{ A s}^2 \text{ kg}^{-1}$ (PARKER, 1997).

$$N_{EHD} = \frac{IL_{ESP}^3}{\nu^2 \rho_g b_i A_L} \quad (72)$$

$$Re = \frac{V_{ESP} L_{ESP}}{\nu} \quad (73)$$

$$\nu = \frac{\mu}{\rho_g} \quad (74)$$

Para definir a tensão elétrica a ser utilizada como nível superior no planejamento experimental, além das curvas de corrente em função da intensidade do campo elétrico, foram avaliadas as eficiências de coleta de nanopartículas pelo precipitador com aplicação de tensões próximas à tensão de início da corona. Amostras do aerossol antes e após a passagem pelo precipitador (sondas 1 e 2 da Figura 59) foram realizadas seguindo o esquema apresentado pela Tabela 27. As eficiências foram, então, calculadas pelas Equações 75–77 e utilizadas para a construção de gráficos de eficiência de coleta em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas. Como no procedimento descrito no subtópico 4.2.6, buscou-se, ao calcular as eficiências desta forma, minimizar erros relacionados às flutuações inerentes ao gerador de aerossol, já que as medições a montante e a jusante do precipitador não eram realizadas de forma simultânea. Durante a realização dos ensaios descritos neste subtópico, as condições de temperatura variaram entre 20–24 °C, a pressão ambiente foi de 92,3 kPa, a umidade relativa do ar ambiente ficou na faixa de 30–50 % e a umidade relativa do ar comprimido, em torno de 20 %.

$$\eta_{ESP1} = \left(\frac{C_1 + C_3}{2} - C_2 \right) / \left(\frac{C_1 + C_3}{2} \right) \quad (75)$$

$$\eta_{ESP_2} = \left(\frac{C_3 + C_5}{2} - C_4 \right) / \left(\frac{C_3 + C_5}{2} \right) \quad (76)$$

$$\eta_{ESP_3} = \left(\frac{C_5 + C_7}{2} - C_6 \right) / \left(\frac{C_5 + C_7}{2} \right) \quad (77)$$

Tabela 27 – Esquema de amostragem adotado para determinação da eficiência de coleta de nanopartículas pelo precipitador eletrostático.

| Amostragem | Posição | Concentração medida (# cm⁻³) |
|-------------------|---------------------------------|--|
| 1 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_1 |
| 2 | Após o precipitador (Sonda 2) | C_2 |
| 3 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_3 |
| 4 | Após o precipitador (Sonda 2) | C_4 |
| 5 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_5 |
| 6 | Após o precipitador (Sonda 2) | C_6 |
| 7 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_7 |

4.3.2 *Planejamento experimental*

Foi realizado planejamento fatorial completo com três fatores, cada um com dois níveis, 2³, com duas réplicas, totalizando 16 experimentos, conforme mostra a Tabela 28. Os três fatores foram a intensidade do campo elétrico, E , o tipo de material filtrante utilizado e a velocidade superficial de filtração, V_f , ou seja, duas variáveis quantitativas (E e V_f) e uma qualitativa (tipo de material filtrante).

O planejamento fatorial completo 2^k foi escolhido por ser de simples execução e interpretação, e por permitir a análise de influência dos fatores e da combinação entre eles em investigações preliminares, a partir de um número pequeno de experimentos (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005; MONTGOMERY; RUNGER, 2014). Além disso, os fatores e as respostas podem conter variáveis quantitativas e qualitativas, sem qualquer prejuízo para a análise, conforme exemplificado por trabalhos científicos das mais diversas áreas do conhecimento (ZAMANI et al., 2010; CHOQUETTE-LABBÉ et al., 2014; ABOU-SENNA, 2016).

Para gerar uma análise estatística eficaz e imparcial e garantir a validade das conclusões a serem inferidas, a execução dos experimentos seguiu a ordem aleatória: 4, 8, 6, 5, 7, 2, 16, 1, 3, 11, 9, 13, 10, 15, 14 e 12. O planejamento experimental foi feito no *software* Statística 7.0, desenvolvido pela StatSoft Inc.

Tabela 28 – Matriz do planejamento fatorial completo 2^3 com duas réplicas.

| Experimento | Réplica | <i>E</i> (codificado) | Material filtrante (codificado) | <i>V_f</i> (codificado) |
|-------------|---------|--------------------------|------------------------------------|--------------------------------------|
| 1 | 1 | -1 | -1 | -1 |
| 2 | 1 | +1 | -1 | -1 |
| 3 | 1 | -1 | +1 | -1 |
| 4 | 1 | +1 | +1 | -1 |
| 5 | 1 | -1 | -1 | +1 |
| 6 | 1 | +1 | -1 | +1 |
| 7 | 1 | -1 | +1 | +1 |
| 8 | 1 | +1 | +1 | +1 |
| 9 | 2 | -1 | -1 | -1 |
| 10 | 2 | +1 | -1 | -1 |
| 11 | 2 | -1 | +1 | -1 |
| 12 | 2 | +1 | +1 | -1 |
| 13 | 2 | -1 | -1 | +1 |
| 14 | 2 | +1 | -1 | +1 |
| 15 | 2 | -1 | +1 | +1 |
| 16 | 2 | +1 | +1 | +1 |

Os valores de operação correspondentes aos níveis inferior e superior de cada fator estão na Tabela 29. Foi definido o valor de $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$ para o nível inferior de intensidade de campo elétrico para que fosse possível comparar as respostas do filtro híbrido com os resultados do filtro sem a presença do precipitador eletrostático. O nível superior, de $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$, foi consequência dos resultados da caracterização elétrica do sistema, que estão apresentados e discutidos no subtópico 5.1.1.

Tabela 29 – Valores de operação dos fatores correspondentes aos níveis codificados.

| Nível | Fator | | |
|-------|---|--------------------|---|
| | Intensidade do campo elétrico - <i>E</i> (kV cm^{-1}) | Material filtrante | Velocidade superficial de filtração - <i>V_f</i> (m min^{-1}) |
| -1 | 0,0 | PAN | 1,0 |
| +1 | 4,0 | PAN/PTFE | 2,0 |

Para o material filtrante, foi selecionado o meio filtrante de PAN, com e sem membrana de PTFE, com o objetivo de avaliar a influência da membrana na coleta das nanopartículas e estudar as diferenças entre a filtração de profundidade e a filtração superficial. Já para o fator velocidade superficial de filtração, foi utilizado $1,0 \text{ m min}^{-1}$ como nível inferior, por este ser um valor comumente empregado em filtros de mangas industriais, e o dobro desse valor como nível superior, por ser o valor adotado na norma de avaliação de meios filtrantes

VDI 3926 (2004). Consequentemente, as velocidades de escoamento no precipitador eletrostático foram também de 1,0 e 2,0 m min⁻¹, bem abaixo dos valores tipicamente utilizados em precipitadores industriais, da ordem de 1,5 m s⁻¹, ou 90 m min⁻¹ (PARKER, 2003).

Durante a execução de cada experimento, 13 amostragens do aerossol foram realizadas, segundo o esquema apresentado na Tabela 30. A numeração das sondas refere-se ao esquema apresentado na Figura 59. A partir das concentrações numéricas (# cm⁻³) em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas, medidas pelo SMPS, foram calculadas as eficiências de coleta do precipitador eletrostático, η_{ESP} , do filtro, η_F , e a eficiência do filtro híbrido, η_{HF} para partículas com diâmetros na faixa de 10–300 nm, conforme as Equações descritas na Tabela 31. Mais uma vez, os cálculos de eficiência segundo tais equações tiveram como objetivo minimizar erros relacionados às flutuações inerentes ao gerador de aerossol, já que as medições a montante e a jusante dos equipamentos não eram realizadas de forma simultânea. As três eficiências foram as respostas avaliadas no planejamento experimental. Os resultados foram alimentados ao *software* Statística 7.0, que gerou os diagramas de Pareto, as tabelas ANOVA, as superfícies e contornos para cada resposta.

Tabela 30 – Esquema de amostragem adotado para os ensaios de filtração híbrida de nanopartículas.

| Amostragem | Posição | Concentração medida (# cm ⁻³) |
|------------|---|--|
| 1 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_1 |
| 2 | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | C_2 |
| 3 | Após o filtro (Sonda 3) | C_3 |
| 4 | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | C_4 |
| 5 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_5 |
| 6 | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | C_6 |
| 7 | Após o filtro (Sonda 3) | C_7 |
| 8 | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | C_8 |
| 9 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_9 |
| 10 | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | C_{10} |
| 11 | Após o filtro (Sonda 3) | C_{11} |
| 12 | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | C_{12} |
| 13 | Antes do precipitador (Sonda 1) | C_{13} |

Tabela 31 – Cálculos das eficiências de coleta do precipitador eletrostático, do filtro e do filtro híbrido para cada ensaio do planejamento experimental.

| Medição | Eficiência de coleta do precipitador, η_{ESP} | Eficiência de coleta do filtro, η_F | Eficiência de coleta do filtro híbrido, η_{HF} |
|---------|--|--|--|
| 1 | $\left(\frac{C_1 + C_5}{2} - C_2\right) / \left(\frac{C_1 + C_5}{2}\right)$ | $\left(\frac{C_2 + C_4}{2} - C_3\right) / \left(\frac{C_2 + C_4}{2}\right)$ | $\left(\frac{C_1 + C_5}{2} - C_3\right) / \left(\frac{C_1 + C_5}{2}\right)$ |
| 2 | $\left(\frac{C_5 + C_9}{2} - C_6\right) / \left(\frac{C_5 + C_9}{2}\right)$ | $\left(\frac{C_6 + C_8}{2} - C_7\right) / \left(\frac{C_6 + C_8}{2}\right)$ | $\left(\frac{C_5 + C_9}{2} - C_7\right) / \left(\frac{C_5 + C_9}{2}\right)$ |
| 3 | $\left(\frac{C_9 + C_{13}}{2} - C_{10}\right) / \left(\frac{C_9 + C_{13}}{2}\right)$ | $\left(\frac{C_{10} + C_{12}}{2} - C_{11}\right) / \left(\frac{C_{10} + C_{12}}{2}\right)$ | $\left(\frac{C_9 + C_{13}}{2} - C_{11}\right) / \left(\frac{C_9 + C_{13}}{2}\right)$ |

As condições nas quais os ensaios descritos neste subtópico foram realizados foram: temperatura na faixa de 20–27 °C, pressão ambiente entre 92,0–92,3 kPa, umidade relativa do ar ambiente na faixa de 35–52 % e umidade relativa do ar comprimido em torno de 20 %. As vazões volumétricas de aerossol a serem estabelecidas no rotâmetro, em NL min⁻¹, foram corrigidas a partir das vazões reais desejadas em cada experimento, de forma análoga à descrita no subtópico 4.2.4 (Equação 59). A vazão no gerador de nanopartículas em todos os ensaios foi mantida em 2,4 L min⁻¹ e os parâmetros inseridos no *software Aerosol Instrument Manager* foram os mesmos descritos no subtópico 4.2.6.

Com o objetivo de verificar a presença de cargas elétricas nas partículas que passavam pelo precipitador eletrostático sem serem coletadas, amostras de aerossol foram coletadas na sonda 2 (Figura 59) e analisadas em eletrômetro TSI 3068B, com resolução de 0,01 fA, com auxílio da bomba de vácuo GAST 0523-V5424Q-G588DX. O equipamento foi previamente zerado com auxílio de um filtro HEPA em cápsula PALL Gelman Sciences 12144. Nesse caso, o aerossol amostrado não passava pelo neutralizador de amerício-241 (Am-241), para evitar que as partículas perdessem suas cargas elétricas. Três medições foram realizadas para cada condição de intensidade do campo elétrico e velocidade do aerossol. Cada medição tinha duração de 200 segundos.

A partir das correntes elétricas médias obtidas com o eletrômetro, \bar{I} , a carga elétrica média das partículas, \bar{q} , foi estimada de acordo com a Equação 78. Nela, I_{HEPA} é a corrente elétrica medida pelo equipamento com a presença do filtro HEPA, Q_{elet} é a vazão volumétrica de amostragem do eletrômetro (nesse caso, 0,3 L min⁻¹) e \bar{C} é a concentração numérica média de partículas presentes no aerossol. Para a concentração numérica média das partículas, \bar{C} , foi utilizada a média obtida com o SMPS a partir da amostragem da sonda 2 em

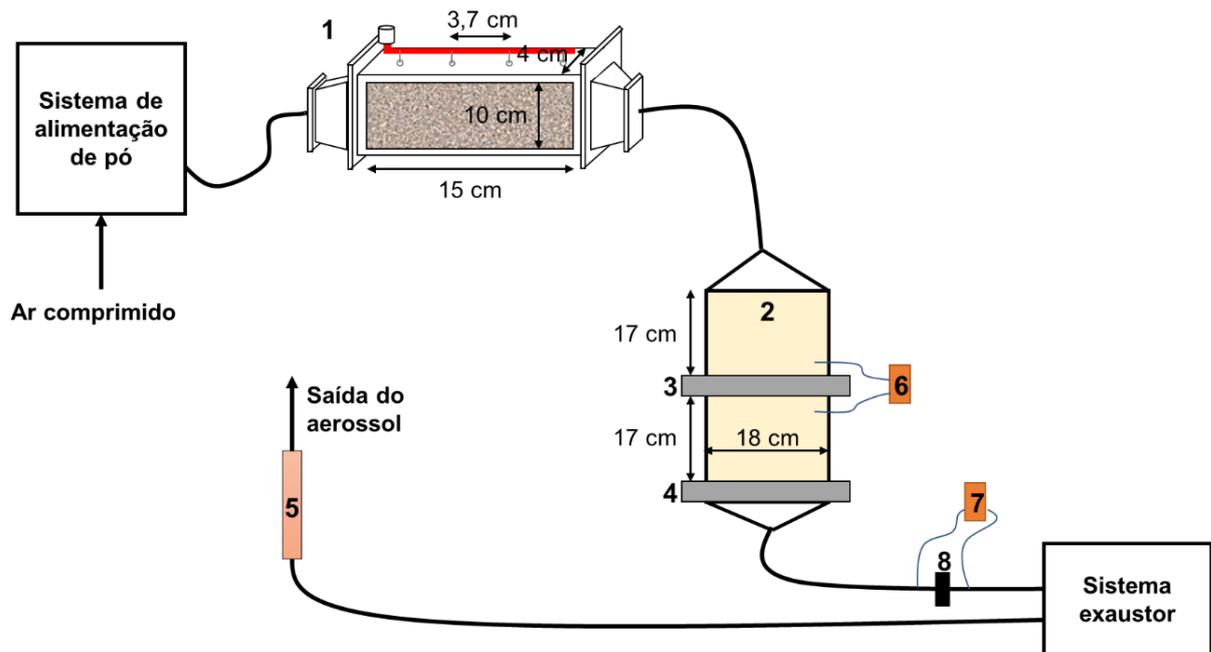
todos os ensaios do planejamento experimental que apresentassem as mesmas condições de tensão elétrica e velocidade que as utilizadas nas medições com o eletrômetro.

$$\bar{q} = \frac{\bar{I} - I_{HEPA}}{Q_{elet} \bar{C}} \quad (78)$$

4.4 FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE MICROPARTÍCULAS

Os ensaios descritos neste tópico foram realizados no aparato experimental apresentado esquematicamente pela Figura 61, composto por um sistema alimentador de pó, um precipitador eletrostático (1), uma caixa de filtração (2), um sistema exaustor e um rotômetro (5). O sistema alimentador de pó consistia em um prato giratório construído em aço inoxidável com um sulco para deposição do material particulado, conforme mostra a Figura 62.

Figura 61 – Unidade experimental para avaliação da filtração híbrida de micropartículas.



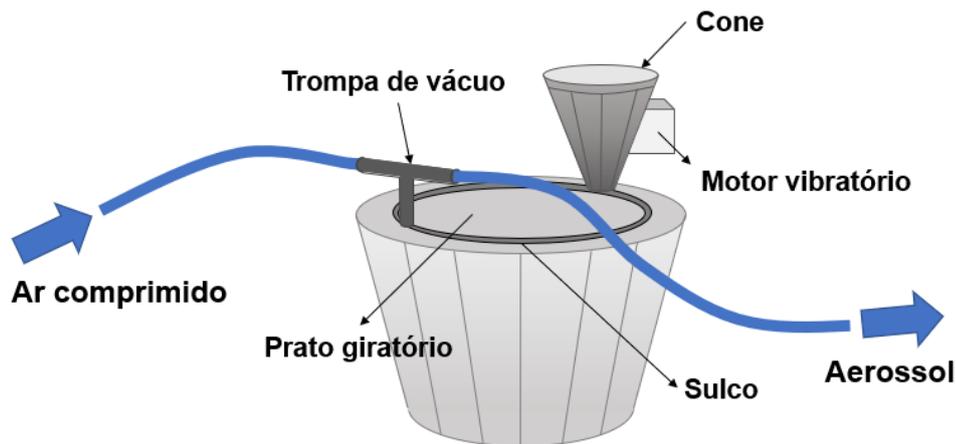
1- Precipitador eletrostático; 2- Caixa de filtração; 3- Suporte para filtro; 4- Suporte para filtro absoluto; 5- Rotômetro; 6- Sensor de pressão diferencial para medição da queda de pressão no filtro; 7- Sensor de pressão diferencial para medição da queda de pressão na placa de orifício; 8- Placa de orifício.

Fonte: Acervo pessoal.

O pó era continuamente alimentado ao sulco por um reservatório de alumínio em formato de cone, conectado a um sistema vibratório, e um nivelador fazia a acomodação do pó no sulco. Uma trompa de vácuo alimentada com ar comprimido era responsável pela sucção do pó presente no sulco e pelo fornecimento de aerossol para a linha, a partir da formação de

vácuo pelo efeito Venturi. A velocidade de rotação do prato era alterada de acordo com a concentração de material particulado desejada no aerossol. O sistema alimentador de pó foi isolado em uma caixa de acrílico com boa vedação, à qual era fornecido ar comprimido seco continuamente durante os experimentos, de forma que a umidade da caixa fosse mantida em torno de 20 %.

Figura 62 – Sistema de alimentação de pó.



Fonte: Acervo pessoal.

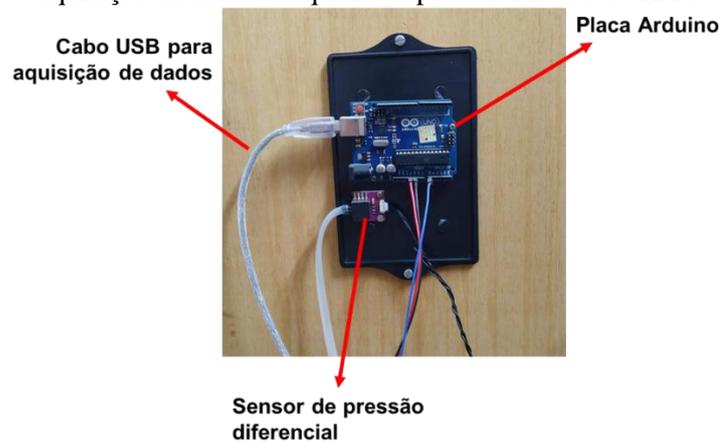
O sulco do prato giratório era capaz de acomodar $(8,50 \pm 0,35)$ g de calcário dolomítico e $(2,33 \pm 0,12)$ g de pó de sinterização. A partir desses valores, foram calculadas as rotações do prato necessárias para atingir as concentrações desejadas de pó no aerossol. O período máximo de rotação do prato era de 1250 s, e o período mínimo, de 48 s. Dessa forma, a faixa de vazão mássica de calcário dolomítico possível de ser alimentada ao sistema era de $0,41\text{--}10,56 \text{ g min}^{-1}$, enquanto a faixa de vazão mássica para o pó de sinterização era de $0,11\text{--}2,90 \text{ g min}^{-1}$.

O aerossol seguia então, para o precipitador eletrostático (1), do tipo placa-fio de simples estágio, construído em acrílico, similar ao precipitador descrito no tópico 4.3. Nesse caso, as placas de cobre tinham altura de 10,0 cm e comprimento de 15,0 cm, a distância entre as placas coletoras era de 4,0 cm, os quatro eletrodos de descarga tinham diâmetros de 0,30 mm e estavam espaçados de 3,7 cm uns dos outros. A energização dos eletrodos de descarga era feita por meio de fonte de alta tensão HIPOT DC HP5432, com resolução de 0,1 kV. Após passar pelo precipitador, o ar e as partículas que não eram coletadas passavam pela caixa de filtração (2), que continha duas gavetas de aço inoxidável: a primeira (3) para alocação da amostra de material filtrante a ser analisada, e a segunda (4) para alocação de filtro absoluto

para retenção das partículas que passaram pelo primeiro material filtrante. Ambas as gavetas apresentavam área circular com diâmetro de 18,0 cm para alocação dos filtros.

Um sensor de pressão diferencial NXP MPXV7002DP (6) foi instalado para medição da queda de pressão através do filtro. O sensor era conectado a uma placa Arduino, conforme mostra a Figura 63. A placa Arduino era, por sua vez, conectada a um computador por meio de um cabo USB para aquisição dos dados. A escrita e o carregamento do código à placa Arduino foram feitos utilizando o *software* Arduino IDE 1.8.16. O código completo está descrito no Apêndice B. A aquisição dos dados durante os ensaios era realizada por meio do *software* CoolTerm 1.4.4.

Figura 63 – Sensor de pressão diferencial NXP MPXV7002DP conectado a uma placa Arduino para aquisição de dados de queda de pressão através do filtro.



Fonte: Acervo pessoal.

A vazão do sistema era mantida constante, em valor previamente estipulado, por meio da atuação de um inversor de frequência Schneider Altivar 18 conectado a um motor WEG 0398 A037373, de 60 Hz, que acionava o exaustor Ibram CP0850. A atuação do inversor era controlada por meio de outro sensor diferencial de pressão (7), que fazia a medição da queda de pressão através de uma placa de orifício (8). Um rotâmetro Gilmont GF2500 (5) instalado no final da linha foi utilizado para conferir as vazões. As vazões a serem estabelecidas no rotâmetro, em NL min^{-1} , foram corrigidas a partir das vazões reais, levando em conta a pressão e temperatura ambientes, conforme procedimento descrito no subtópico 4.2.4 (Equação 59).

A velocidade superficial de filtração para todos os ensaios experimentais foi definida em $2,0 \text{ m min}^{-1}$, pois este valor está contido na faixa comumente utilizada em filtros de mangas industriais, de $0,3\text{--}3,7 \text{ m min}^{-1}$ (MORRIS; ALLEN, 1997), e é a velocidade recomendada pela norma VDI 3926 (2004) para a simulação da operação de filtros de mangas.

Como a área superficial de filtração era circular com diâmetro de 18,0 cm, a vazão volumétrica do aerossol em todos os ensaios foi mantida em $0,051 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$, ou 51 L min^{-1} . A velocidade de escoamento no precipitador eletrostático foi, portanto, igual a $12,7 \text{ m min}^{-1}$, ou $0,2 \text{ m s}^{-1}$, bem abaixo dos valores tipicamente utilizados em precipitadores industriais, da ordem de 90 m min^{-1} , ou $1,5 \text{ m s}^{-1}$ (PARKER, 2003).

Tendo em vista as faixas de vazões mássicas de material particulado possíveis de serem alimentadas ao sistema, expostas previamente, a faixa de concentrações possíveis para o calcário dolomítico era de $8,0\text{--}207,5 \text{ g m}^{-3}$, enquanto a faixa de concentrações possíveis para o pó de sinterização era de $2,2\text{--}57,0 \text{ g m}^{-3}$. A concentração de $15,0 \text{ g m}^{-3}$ foi escolhida por estar dentro de ambas as faixas possíveis e por ser superior às concentrações de material particulado normalmente observadas nas indústrias. Dessa forma, nos ensaios com calcário dolomítico, o período de rotação do prato giratório foi ajustado para 668 s, enquanto nos ensaios com pó de sinterização, o período de rotação foi de 183 s.

Em consequência das curvas de corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico e em função do tempo de filtração, apresentadas adiante nos subtópicos 5.2.1 e 5.2.2, três condições de campo elétrico foram selecionadas para os ensaios: 0,0, 4,0 e 5,0 kV cm^{-1} . Ou seja, as tensões aplicadas ao precipitador eletrostático foram de 0,0, 8,0 e 10,0 kV. Para cada tensão e material particulado, foram realizados dois ensaios de filtração, com velocidade superficial no filtro de $2,0 \text{ m min}^{-1}$ e concentração de material particulado no aerossol de $15,0 \text{ g m}^{-3}$. O material filtrante utilizado em todos os ensaios foi o PE, pois, dentre os três materiais caracterizados, foi o que apresentou menores eficiências de coleta e, portanto, o que tinha maior margem de melhoria de desempenho ao ser utilizado em conjunto com o precipitador eletrostático. Como filtro absoluto, foi utilizado o filtro PAN/PTFE, que apresentou eficiências de coleta próximas a 100 %. Os ensaios descritos neste subtópico foram realizados à temperatura na faixa de $26\text{--}31 \text{ }^\circ\text{C}$, pressão ambiente de $91,9\text{--}92,3 \text{ kPa}$, umidade relativa do ar na cabine de alimentação do pó em $18\text{--}24 \text{ } \%$.

4.4.1 Caracterização elétrica do sistema

De forma análoga à descrita no subtópico 4.3.1, foram obtidas as curvas de corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico do sistema híbrido para ambos os materiais particulados. A tensão elétrica foi variada na fonte de alta tensão, desde 0,0 kV até o rompimento dielétrico do gás, com incrementos de 0,5 kV. Para cada tensão elétrica aplicada, o valor de corrente elétrica aferida pela própria fonte de alta tensão foi anotado. O procedimento

foi realizado para a velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$ e com concentração de material particulado de $15,0 \text{ g m}^{-3}$.

A influência do campo elétrico gerado no interior do precipitador sobre o escoamento foi avaliada pelo cálculo da razão entre o número eletro-hidrodinâmico e o número de Reynolds, N_{EHD}/Re^2 , seguindo procedimento detalhado no subtópico 4.3.1. Os ensaios descritos neste subtópico foram realizados à temperatura de $21\text{--}27 \text{ }^\circ\text{C}$, pressão ambiente de $92,0\text{--}92,3 \text{ kPa}$, umidade relativa do ar na cabine de alimentação do pó em $20\text{--}30 \%$.

4.4.2 Corrente elétrica em função do tempo de filtração

A corrente elétrica gerada no interior do precipitador foi anotada em intervalos de 300 s no caso dos ensaios com calcário dolomítico e em intervalos de 10 s nos ensaios com pó de sinterização, até que a queda de pressão através do filtro PE e da torta atingisse 1000 Pa acima da queda de pressão inicial do filtro, ou até que ocorresse o rompimento dielétrico. Nos ensaios com pó de sinterização, o intervalo utilizado para as medições da corrente elétrica foi menor devido ao aumento mais rápido da queda de pressão com este pó. Uma câmera foi utilizada para filmar o visor da fonte de alta tensão durante os experimentos, de forma que as medidas de corrente elétrica pudessem ser recuperadas após os ensaios. A partir dos registros, foram construídos gráficos de corrente elétrica, I , em função do tempo de filtração.

4.4.3 Eficiência de coleta

Antes de cada ensaio, eram aferidas as massas da parte central do precipitador eletrostático, $m_{i,ESP}$, do filtro PE, $m_{i,F}$, e do filtro absoluto, $m_{i,abs}$, em balança Marte AD5002, com resolução de 0,01 g, e a queda de pressão inicial através do filtro PE era anotada. Quando a queda de pressão através do filtro PE e da torta atingia 1000 Pa acima da queda de pressão inicial do filtro, a alimentação de ar comprimido era interrompida e o prato giratório do sistema de alimentação de pó era desligado. O tempo total do ensaio era registrado. Aferiam-se, então, as massas finais da parte central do precipitador eletrostático, $m_{f,ESP}$, do filtro PE com torta, $m_{f,F}$, e do filtro absoluto, $m_{f,abs}$.

As Equações 79–81 foram utilizadas para calcular as eficiências de coleta do precipitador eletrostático, η_{ESP} , do filtro PE, η_F , e a eficiência do filtro híbrido, η_{HF} , respectivamente. As eficiências calculadas dessa forma desconsideram a massa de material particulado que se depositava por ação da gravidade nas tubulações.

$$\eta_{ESP} = \frac{(m_{f,ESP} - m_{i,ESP})}{(m_{f,ESP} - m_{i,ESP}) + (m_{f,F} - m_{i,F}) + (m_{f,abs} - m_{i,abs})} \quad (79)$$

$$\eta_F = \frac{(m_{f,F} - m_{i,F})}{(m_{f,F} - m_{i,F}) + (m_{f,abs} - m_{i,abs})} \quad (80)$$

$$\eta_{HF} = 1 - (1 - \eta_{ESP})(1 - \eta_F) \quad (81)$$

Nos ensaios com intensidade de campo elétrico em $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$, certa quantidade de material particulado era eventualmente retida pelo precipitador eletrostático, não nas placas coletoras, mas sim na base do equipamento, por ação gravitacional, o que fazia com que $m_{f,ESP}$ fosse maior que $m_{i,ESP}$. Por representar uma coleta por ação gravitacional, e não por ação do campo elétrico no interior do precipitador, essa massa foi desconsiderada da massa final do precipitador eletrostático e considerada como perda de pó na linha. A porcentagem que essa massa de pó representava frente à massa total alimentada ao sistema foi desconsiderada também da massa de pó retida pelo precipitador eletrostático nos ensaios com intensidade de campo elétrico em $4,0$ e $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$. Em suma, visto que todos os ensaios foram conduzidos à mesma velocidade de escoamento do aerossol, considerou-se que a mesma proporção mássica de pó em relação à massa total alimentada seria depositada na base do precipitador por ação gravitacional.

Para comparar os resultados e investigar a influência do campo elétrico sobre as eficiências, foram realizadas análises de variâncias (ANOVA), juntamente com o teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, ou seja, com intervalo de confiança de 95 %, utilizando o *software* Statistica 7.0. A ANOVA e o teste Tukey foram também utilizados para verificar a influência do material particulado utilizado sobre a eficiência de coleta do precipitador, do filtro PE e sobre a eficiência do filtro híbrido.

4.4.4 Queda de pressão

Durante os ensaios, a queda de pressão através do filtro, que aumentava em decorrência da formação da torta de material particulado, era acompanhada e registrada a cada segundo pelo *software* CoolTerm 1.4.4. A partir dos registros, foram construídos gráficos de queda de pressão em decorrência da torta de filtração, ΔP_c , em função do tempo de filtração. Ou seja, o valor de queda de pressão inicial, referente à queda de pressão através do meio filtrante virgem, foi descontado dos registros para a construção dos gráficos.

Foram realizadas análises de variâncias (ANOVA), juntamente com o teste Tukey, para comparar os resultados e investigar a influência do campo elétrico sobre o tempo total de filtração. O nível de significância α utilizado foi de 5 %, ou seja, considerou-se intervalo de confiança de 95 %, e a análise foi conduzida no *software* Statistica 7.0.

4.4.5 Ponto de colmatação

Os gráficos de queda de pressão, ΔP_c , em função do tempo de filtração foram utilizados para determinação dos pontos de colmatação de cada ensaio, seguindo a metodologia proposta por Walsh (1996). Em cada gráfico, uma reta tangente à curva de queda de pressão foi traçada em sua porção linear e prolongada até a intersecção com o eixo das abcissas. O ponto de intersecção foi definido com o ponto de colmatação, representando a transição entre a filtração de profundidade e a filtração de superfície.

A influência da intensidade de campo elétrico sobre o ponto de colmatação para ambos os pós foi verificada pelas análises de variâncias (ANOVA) e pelo teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, ou seja, com intervalo de confiança de 95 %, utilizando o *software* Statistica 7.0.

4.4.6 Distribuição granulométrica volumétrica

Amostras do material particulado retido na base do precipitador eletrostático, nas placas e no filtro PE foram coletadas ao final dos ensaios e tiveram suas distribuições granulométricas volumétricas determinadas pelo método de difração a *laser*, no equipamento Malvern Mastersizer MicroPlus. O material retido na base do precipitador foi considerado como representativo de todo o material perdido nas tubulações do sistema por ação gravitacional.

Para verificar a influência da intensidade de campo elétrico sobre os diâmetros volumétricos medianos das distribuições granulométricas, os valores foram comparados por meio da análise de variâncias (ANOVA) e do teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, realizados no *software* Statistica 7.0.

4.4.7 Porosidade da torta

As porosidades finais das tortas formadas em cada ensaio foram estimadas com base nas Equações de Ergun, MacDonald e Kozeny-Carman (Equações 16, 21 e 30). A espessura da torta, Z_c , foi substituída, nas três equações, pela expressão descrita pela Equação

82, que representa uma forma alternativa da Equação 17. Dessa forma, as Equações de Ergun, MacDonald e Kozeny-Carman resultaram nas Equações 83–85, respectivamente.

$$Z_c = \frac{m_{f,F} - m_{i,F}}{A_f \rho_p (1 - \varepsilon_c)} \quad (82)$$

$$\Delta P_c = 150 \frac{(1 - \varepsilon_c) \mu V_f (m_{f,F} - m_{i,F})}{A_f \rho_p \varepsilon_c^3 d_{3,2}^2} + 1,75 \frac{\rho_g V_f^2 (m_{f,F} - m_{i,F})}{A_f \rho_p \varepsilon_c^3 d_{3,2}} \quad (83)$$

$$\Delta P_c = 180 \frac{(1 - \varepsilon_c) \mu V_f (m_{f,F} - m_{i,F})}{A_f \rho_p \varepsilon_c^3 d_{3,2}^2} + B \frac{\rho_g V_f^2 (m_{f,F} - m_{i,F})}{A_f \rho_p \varepsilon_c^3 d_{3,2}} \quad (84)$$

$$\Delta P_c = 18 \frac{2k_p (1 - \varepsilon_c) (m_{f,F} - m_{i,F})}{A_f \rho_p \varepsilon_c^3 d_{3,2}^2 C_C} \mu V_f \quad (85)$$

A queda de pressão através da torta, ΔP_c , foi considerada como a queda de pressão final dos ensaios de filtração, descontada a queda de pressão inicial do meio filtrante. A viscosidade dinâmica, μ , e a densidade do ar, ρ_g , foram estimadas pela Lei de Sutherland com três coeficientes (Equação 61) e pela lei dos gases ideais (Equação 62), respectivamente. Para a densidade do material particulado, ρ_p , foram utilizados os valores determinados por picnometria a hélio para cada pó, expostos no subtópico 4.1.3. A área superficial de filtração, A_f , foi igual a 0,0254 m² para todos os ensaios. Como diâmetro médio de Sauter das partículas, foram utilizados os diâmetros volume-superfície, $d_{3,2}$, das distribuições granulométricas volumétricas das amostras de material particulado coletadas no filtro PE.

A constante B da Equação de MacDonald foi considerada igual a 4,0, já que tanto as partículas de calcário dolomítico como do pó de sinterização eram rugosas, e a constante k_p da Equação de Kozeny-Carman foi considerada igual a 5,0, dado que as partículas dos dois pós apresentavam formato irregular. O fator de escorregamento de Cunningham foi calculado de acordo com a Equação 86, na qual λ é o caminho livre médio do gás, estimado a partir da Equação 87. A porosidade da torta, ε_c , foi calculada de forma indireta, utilizando o método de solução GRG (*Generalized Reduced Gradient*) não-linear disponível na ferramenta Solver do Microsoft Excel 2016.

$$C_C = 1 + \frac{\lambda}{d_{3,2}} \left[2,514 + 0,8 \exp \left(-0,55 \frac{d_{3,2}}{\lambda} \right) \right] \quad (86)$$

$$\lambda = 2 \frac{\mu}{P_{real}} \sqrt{\frac{\pi RT_{real}}{8M_{ar}}} \quad (87)$$

Para comparar os resultados e investigar a influência do campo elétrico sobre a porosidade da torta, foram realizadas análises de variâncias (ANOVA), juntamente com o teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, ou seja, com intervalo de confiança de 95 %, utilizando o software Statistica 7.0. A ANOVA e o teste Tukey foram também utilizados para verificar a influência do material particulado utilizado sobre a porosidade da torta.

4.4.8 Resistência específica da torta

As resistências específicas das tortas foram estimadas a partir da Equação 33, utilizando a queda de pressão final devido à deposição de pó no meio filtrante, ΔP_c , e a massa total de pó depositada no filtro durante o ensaio por unidade de área do meio filtrante, w_c . As influências do campo elétrico e do material particulado sobre a resistência específica da torta foram verificadas por meio da análise de variâncias (ANOVA) e do teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, ou seja, com intervalo de confiança de 95 %, utilizando o software Statistica 7.0.

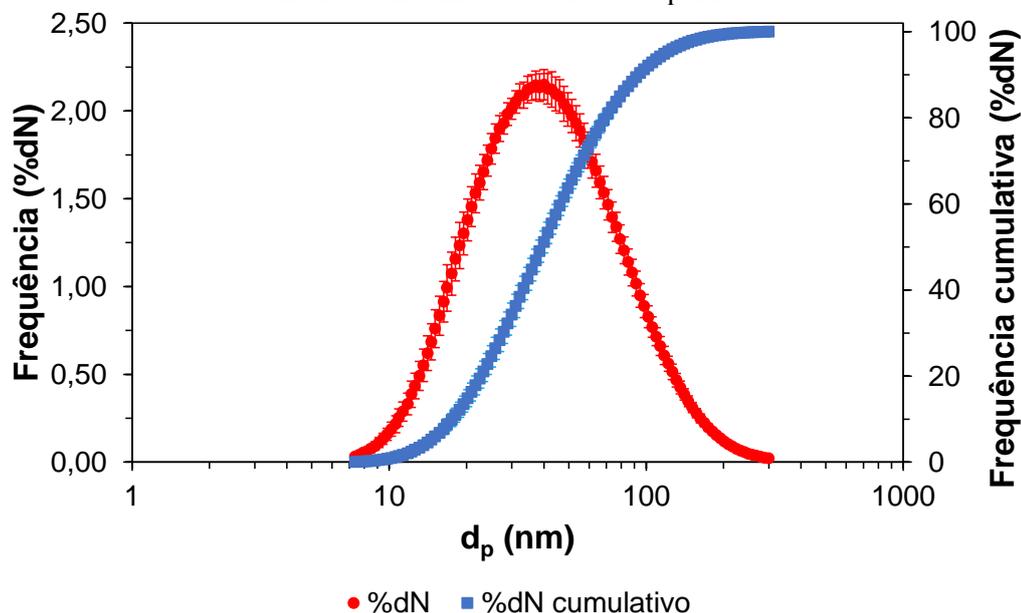
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os tópicos deste capítulo apresentam os resultados obtidos a partir da realização dos procedimentos experimentais descritos nos tópicos 4.3 (Filtração híbrida de nanopartículas) e 4.4 (Filtração híbrida de micropartículas).

5.1 FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE NANOPARTÍCULAS

A distribuição granulométrica das partículas geradas a partir de solução de NaCl com concentração de $1,0 \text{ g L}^{-1}$ está representada na Figura 64, que mostra tanto a curva de frequência como a curva cumulativa em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas. A distribuição apresentou comportamento unimodal, com pico em $40,00 \text{ nm}$ e diâmetro mediano de $39,19 \text{ nm}$. Esta é uma distribuição média, considerando as medições realizadas nos 16 ensaios do planejamento experimental, que foram realizados em dias diferentes. Pelas barras de desvio padrão, é notável que não houve variação expressiva na distribuição granulométrica das partículas. A média geométrica das distribuições foi de $(40,46 \pm 1,92) \text{ nm}$, com desvio padrão geométrico de $(1,89 \pm 0,03)$.

Figura 64 – Distribuição de tamanho das nanopartículas de NaCl. Nesta figura, d_p representa o diâmetro de mobilidade elétrica das partículas.

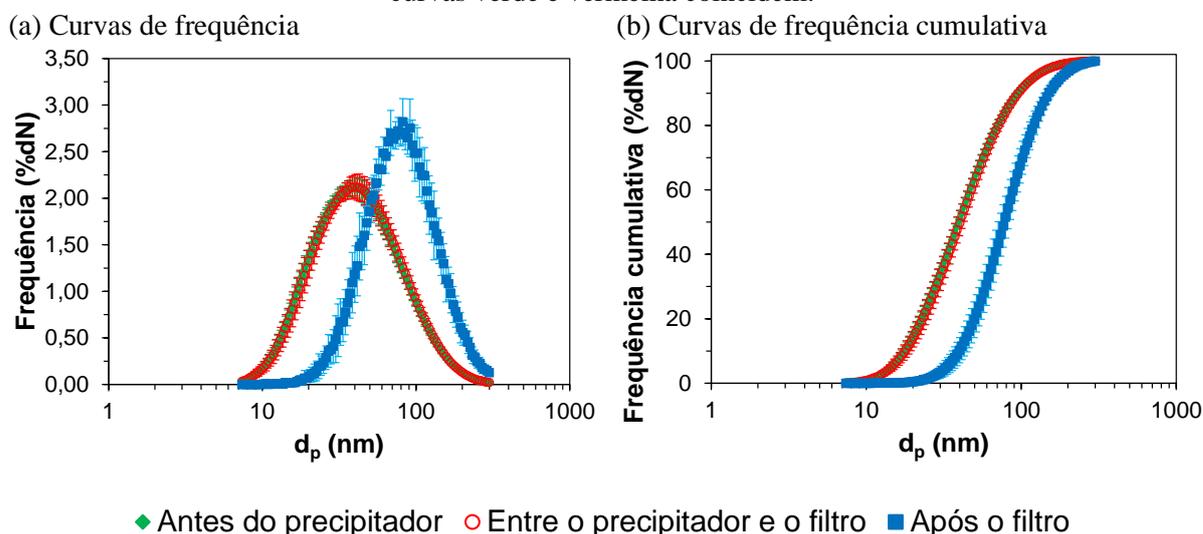


Como a vazão do gerador de nanopartículas foi mantida constante nos 16 ensaios do planejamento experimental, em $2,4 \text{ L min}^{-1}$, a concentração de nanopartículas no aerossol que chegava ao filtro híbrido variou conforme o nível do fator velocidade superficial de filtração. Nos ensaios em que a velocidade superficial de filtração foi de $1,0 \text{ m min}^{-1}$, ou seja, com vazão de aerossol total de $4,0 \text{ L min}^{-1}$, a concentração de nanopartículas na entrada do

dispositivo híbrido de filtração foi de $(931,6 \pm 70,2) \cdot 10^3$ partículas cm^{-3} . Já nos ensaios com velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, isto é, com vazão de aerossol total igual a $8,0 \text{ L min}^{-1}$, a concentração de nanopartículas foi de $(513,3 \pm 49,2) \cdot 10^3$ partículas cm^{-3} .

A Figura 65 apresenta as distribuições granulométricas dos aerossóis amostrados nas sondas 1, 2 e 3 do dispositivo híbrido (Figura 59), nos ensaios do planejamento experimental em que não havia aplicação de tensão elétrica no precipitador. As distribuições apresentadas correspondem às médias das distribuições obtidas nos oito ensaios em que o fator intensidade do campo elétrico assumiu o nível inferior, igual a $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$.

Figura 65 – Distribuição de tamanho das partículas de NaCl antes do precipitador, entre o precipitador e o filtro e após o filtro, nos ensaios em que não havia aplicação de tensão elétrica no precipitador. As curvas verde e vermelha coincidem.

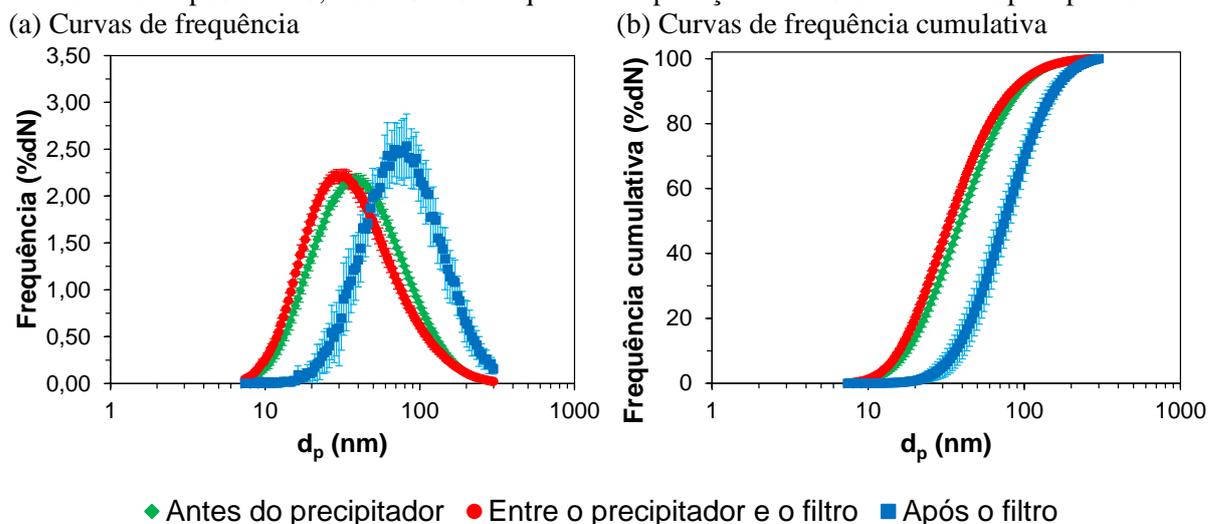


As distribuições granulométricas do aerossol amostrado antes do precipitador (sonda 1) e entre o precipitador e o filtro (sonda 2) foram iguais, já que, nesses ensaios, não havia coleta significativa de material particulado pelo precipitador eletrostático. No filtro, as nanopartículas foram coletadas por atuação preponderante do mecanismo de difusão Browniana, conforme discutido adiante, no subtópico 5.1.2.2. Quanto menor o tamanho da partícula, mais eficiente é a coleta por difusão Browniana nas fibras do material filtrante, o que explica a maior concentração de partículas maiores após a passagem pelo filtro (sonda 3).

As distribuições granulométricas médias dos oito ensaios do planejamento experimental em que havia aplicação de tensão elétrica no precipitador, ou seja, nos quais o fator intensidade do campo elétrico assumiu o nível superior, igual a $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$, estão na Figura 66. Nesse caso, como havia coleta de partículas pelo precipitador eletrostático, houve uma pequena diferença entre a distribuição granulométrica do aerossol amostrado antes do

precipitador (sonda 1) e a distribuição do aerossol amostrado entre o precipitador e o filtro (sonda 2). O aerossol amostrado após o precipitador apresentou concentrações ligeiramente maiores de partículas mais finas. Tal fato é explicado pela baixa eficiência de coleta de partículas extremamente finas pelo precipitador eletrostático sob aplicação de tensão elétrica, devido à baixa eficiência de carregamento elétrico dessas partículas, conforme discutido adiante, no subtópico 5.1.1.

Figura 66 – Distribuição de tamanho das partículas de NaCl antes do precipitador, entre o precipitador e o filtro e após o filtro, nos ensaios em que havia aplicação de tensão elétrica no precipitador.



As medianas, médias geométricas e os desvios padrão geométricos das distribuições granulométricas obtidas nos 16 ensaios do planejamento experimental estão apresentadas na Tabela 32. Nota-se que as diferenças observadas entre as distribuições antes e após o precipitador para o caso em que havia aplicação de tensão elétrica, discutidas no parágrafo anterior, foram pouco significativas e podem ser desprezadas. Em todos os casos, o aerossol que deixou o dispositivo híbrido sem ser coletado (sonda 3) apresentou distribuições com medianas e médias geométricas maiores que o aerossol amostrado antes do equipamento, devido à coleta preferencial de partículas finas pelas fibras do filtro.

5.1.1 Caracterização elétrica do sistema

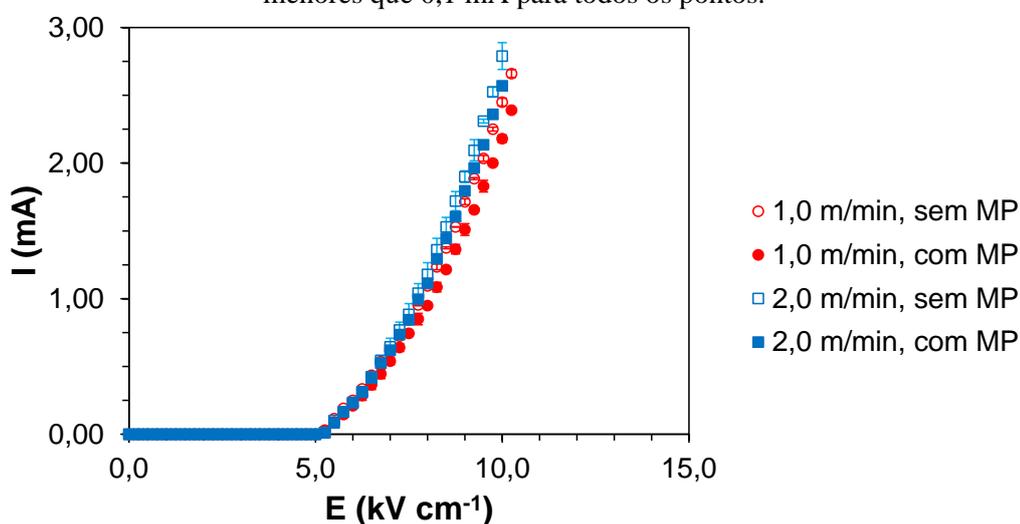
A Figura 67 apresenta as curvas de corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico para os dois níveis de velocidade superficial de filtração utilizados nos ensaios do planejamento experimental, 1,0 e 2,0 m min⁻¹, com e sem a presença de partículas de NaCl no aerossol. Vale lembrar que, neste caso, como a área da seção transversal do precipitador eletrostático (4,0 × 10,0 cm) era aproximadamente igual à área de filtração do meio

filtrante ($(\pi \times (7,15 \text{ cm})^2)/4$), a velocidade superficial de filtração pode ser considerada igual à velocidade de escoamento no precipitador. Nas quatro situações, o início da corona ocorreu por volta de $5,2 \text{ kV cm}^{-1}$, ou seja, quando aplicada tensão elétrica em torno de $-10,5 \text{ kV}$, e a ruptura do campo elétrico aconteceu em torno de $10,0 \text{ kV cm}^{-1}$, isto é, com tensão em $-20,0 \text{ kV}$.

Tabela 32 – Mediana, média geométrica e desvio padrão geométrico das distribuições granulométricas amostradas em diferentes posições do filtro híbrido.

| | | Posição | | |
|------------------------------|--------------------------|---------------------------------|---|-------------------------|
| | | Antes do precipitador (Sonda 1) | Entre o precipitador e o filtro (Sonda 2) | Após o filtro (Sonda 3) |
| $E = 0,0 \text{ kV cm}^{-1}$ | Mediana (nm) | $40,11 \pm 2,01$ | $40,83 \pm 2,78$ | $78,57 \pm 6,94$ |
| | Média geométrica (nm) | $40,81 \pm 1,78$ | $41,47 \pm 2,53$ | $78,47 \pm 6,87$ |
| | Desvio padrão geométrico | $1,90 \pm 0,03$ | $1,90 \pm 0,04$ | $1,66 \pm 0,04$ |
| $E = 4,0 \text{ kV cm}^{-1}$ | Mediana (nm) | $39,18 \pm 2,46$ | $36,76 \pm 7,98$ | $73,09 \pm 14,17$ |
| | Média geométrica (nm) | $40,12 \pm 2,11$ | $37,98 \pm 6,94$ | $73,55 \pm 13,56$ |
| | Desvio padrão geométrico | $1,89 \pm 0,03$ | $1,89 \pm 0,02$ | $1,74 \pm 0,08$ |

Figura 67 – Corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico. Os desvios padrão foram menores que $0,1 \text{ mA}$ para todos os pontos.



Comparando os dois níveis de velocidade, as correntes elétricas geradas a uma mesma intensidade de campo elétrico foram ligeiramente superiores quando utilizada a maior velocidade. Esse comportamento foi o mesmo obtido por Oliveira; Guerra (2018) e diferiu das tendências observadas por Zhuang et al. (2000) e Morawska et al. (2002). Nestes dois últimos trabalhos, a redução do tempo de residência do aerossol no precipitador em consequência do aumento da velocidade foi responsável pela queda na ionização do gás e, assim, pela queda na

corrente corona. Os níveis de velocidade adotados no presente trabalho foram baixos e, assim como em Oliveira; Guerra (2018), não houve queda da corrente elétrica com o aumento da velocidade. Os resultados do adimensional N_{EHD}/Re^2 para as quatro condições testadas, apresentados na Tabela 33, mostram valores muito superiores a 1,00 para toda a faixa de tensão na qual havia corrente elétrica detectável, indicando forte influência do campo elétrico no escoamento, em qualquer um dos níveis de velocidade (PODLÍŃSKI et al., 2006).

Tabela 33 – Adimensional N_{EHD}/Re^2 para as quatro condições testadas no precipitador eletrostático.

| V_f (m min ⁻¹) | Material particulado | E (kV cm ⁻¹) | N_{EHD}/Re^2 |
|------------------------------|----------------------|----------------------------|----------------|
| 1,0 | Sem | 5,2–10,2 | 314–27829 |
| | Com | 5,2–10,2 | 262–25021 |
| 2,0 | Sem | 5,2–10,0 | 26–7302 |
| | Com | 5,2–10,0 | 39–6726 |

Ainda analisando as curvas da Figura 67, nota-se que a adição de material particulado ao escoamento provocou uma pequena diminuição nos valores de corrente elétrica. Esse efeito foi observado também por Zukeran et al. (1999). Os autores explicaram que a presença de partículas no aerossol faz com que uma parcela dos íons gerados se choque com as partículas e permaneça na superfície delas, reduzindo, assim, a corrente elétrica detectada.

A Figura 68 apresenta a eficiência de coleta fracionária do precipitador em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas, à velocidade de filtração de 1,0 m min⁻¹ e a intensidades de campo elétrico próximas ao valor observado no início da corona. Com campo elétrico em 5,0 kV cm⁻¹, ou seja, antes mesmo do surgimento do menor valor de corrente elétrica detectável pela fonte de alta tensão, a eficiência de coleta foi de cerca de 100 % para toda a faixa de diâmetros avaliada, devido à baixa velocidade de escoamento do aerossol e, consequentemente, ao alto tempo de residência das partículas no interior do precipitador. À intensidade de 4,5 kV cm⁻¹, os desvios padrão das eficiências foram altos, indicando grande instabilidade no campo elétrico gerado no precipitador. Com campo elétrico em 4,0 kV cm⁻¹, os desvios foram baixos, e a eficiência de coleta total foi de $(51,46 \pm 0,01)$ %, para partículas com diâmetros na faixa de 10–300 nm.

No processo de escolha da tensão elétrica adequada para ser utilizada como nível superior nos ensaios do planejamento experimental, tensões superiores a -10,0 kV (campo elétrico de 5,0 kV cm⁻¹) foram descartadas, já que a coleta de 100 % das partículas pelo precipitador eletrostático inviabilizaria o estudo do filtro híbrido. A tensão de -9,0 kV (campo

elétrico de $4,5 \text{ kV cm}^{-1}$) foi também descartada devido à alta instabilidade no campo elétrico, conforme descrito acima. Dessa forma, optou-se pela tensão de $-8,0 \text{ kV}$ (campo elétrico de $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$). Com o objetivo de ratificar a escolha, foi também realizado ensaio com essa mesma tensão e à velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$. O resultado pode ser visto na Figura 69, juntamente com o resultado já mostrado na Figura 68 para velocidade de $1,0 \text{ m min}^{-1}$. A eficiência de coleta total de partículas com diâmetros na faixa de $10\text{--}300 \text{ nm}$, nesse caso, foi de $(31,57 \pm 0,65) \%$, e os desvios padrão foram baixos.

Figura 68 – Eficiência de coleta fracionária do precipitador eletrostático em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas para diferentes intensidades de campo elétrico. Os resultados para $5,0$ e $5,5 \text{ kV cm}^{-1}$ coincidem.

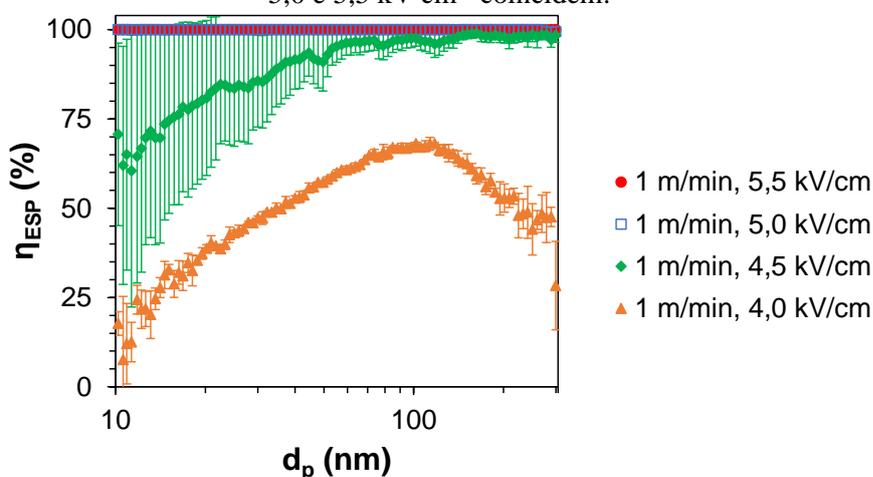
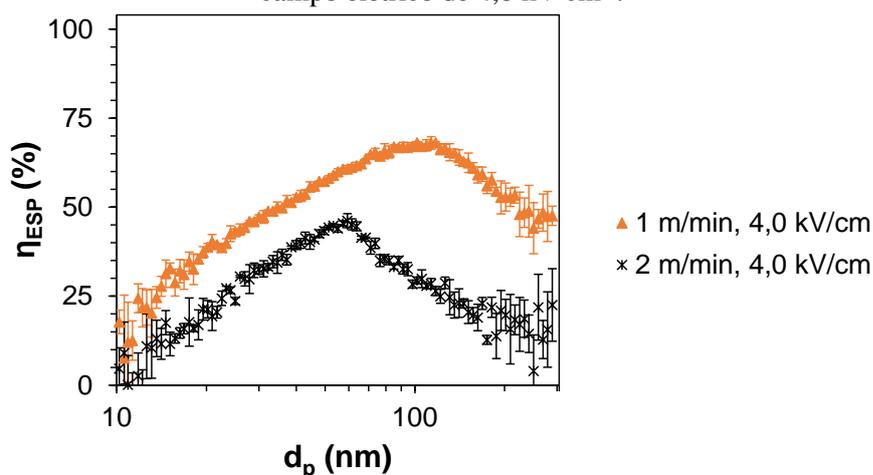


Figura 69 – Eficiência de coleta fracionária do precipitador eletrostático em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas a diferentes velocidades superficiais de filtração e à intensidade do campo elétrico de $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$.



A Figura 69 mostra que, com aplicação da tensão elétrica escolhida, as eficiências de coleta do precipitador eletrostático para partículas extremamente finas, com diâmetros da ordem de 10 nm , foram baixas: em torno de $12,50 \%$ a $1,0 \text{ m min}^{-1}$ e em torno de $4,50 \%$ a $2,0 \text{ m min}^{-1}$. Quanto menor o diâmetro da partícula, menor a quantidade máxima de

cargas elétricas possíveis de serem adquiridas por ela, e, portanto, menor a eficiência do carregamento elétrico e menor a velocidade de migração das partículas em direção às placas coletoras, o que explica a baixa eficiência de coleta das partículas mais finas (MORAWSKA et al., 2002; OLIVEIRA; GUERRA, 2018).

As eficiências aumentaram gradualmente à medida que se aumentou o diâmetro das partículas, até atingirem valores máximos: aproximadamente 68,00 % a $1,0 \text{ m min}^{-1}$, para partículas com diâmetros em torno de 100 nm, e aproximadamente 45,00 % a $2,0 \text{ m min}^{-1}$, para partículas com diâmetros em torno de 60 nm. Após a região de máxima eficiência, as partículas eram muito grandes para que fossem carregadas eletricamente de maneira eficiente por meio do carregamento difusional, mas ainda eram muito pequenas para que o carregamento por campo fosse eficiente, o que levou a outra região de baixas eficiências. Para partículas com diâmetros maiores que 200 nm, as inclinações negativas das duas curvas apresentadas na Figura 69 diminuíram, indicando a possível aproximação de uma região de mínima eficiência, além da qual o carregamento por campo provavelmente se tornaria efetivo (PARKER, 2003).

O carregamento difusional, predominante para partículas com diâmetros menores que 100 nm, foi prejudicado pelo aumento da velocidade de escoamento, o que provocou um deslocamento na região de máxima eficiência de coleta. Como o carregamento por campo não tem contribuição efetiva para a coleta das partículas na faixa de tamanho avaliada, a amplitude da região de baixa eficiência aumentou. Zhang et al. (2011a) e Zhang et al. (2015) mostraram que o aumento da velocidade de escoamento prejudicou o carregamento difusional ao testarem duas velocidades – $0,5$ e $1,0 \text{ m s}^{-1}$ – em um precipitador eletrostático. À maior velocidade, a eficiência de coleta das partículas menores diminuiu e, à medida que o tamanho das partículas aumentou, as diferenças entre as eficiências obtidas nas duas condições de velocidade diminuíram.

A eficiência de coleta diminuiu com o aumento da velocidade devido à redução do tempo de residência das partículas no interior do precipitador, à redução da área superficial de coleta específica e ao aumento da força de arraste exercida pelo fluido sobre as partículas. O tempo de residência, que é o comprimento das placas do precipitador dividido pela velocidade de escoamento do aerossol, e a área superficial de coleta específica, que é a área superficial de coleta dividida pela vazão volumétrica do aerossol, são importantes parâmetros de projeto de precipitadores eletrostáticos, e suas reduções causam a diminuição da eficiência de coleta de partículas (PARKER, 2003).

5.1.2 Resultados do planejamento experimental

Os valores de operação dos três fatores para cada nível do planejamento encontram-se na Tabela 34. Os resultados de eficiência de coleta total para partículas com diâmetros na faixa de 10–300 nm no precipitador, η_{ESP} , no filtro, η_F , e a eficiência de coleta do filtro híbrido, η_{HF} , obtidos nos 16 ensaios do planejamento são apresentados na Tabela 35. Valores negativos de eficiência de coleta do precipitador eletrostático foram observados em alguns dos ensaios realizados com nível inferior de intensidade de campo elétrico, de 0,00 kV cm⁻¹. Tais valores não têm significado físico e ocorreram porque as concentrações de partículas medidas a jusante do precipitador foram ligeiramente maiores que as concentrações a montante do equipamento. Sem aplicação de tensão elétrica, a eficiência esperada para o precipitador eletrostático era zero. Resultados em torno deste valor são aceitáveis, devido às flutuações inerentes ao gerador de aerossol e ao contador de partículas.

Tabela 34 – Valores de operação dos fatores correspondentes aos níveis codificados.

| Nível | Fator | | |
|-------|--|--------------------|--|
| | Intensidade do campo elétrico - E (kV cm ⁻¹) | Material filtrante | Velocidade superficial de filtração - V_f (m min ⁻¹) |
| -1 | 0,0 | PAN | 1,0 |
| +1 | 4,0 | PAN/PTFE | 2,0 |

Tabela 35 – Resultados dos ensaios do planejamento experimental. As eficiências de coleta referem-se a partículas com diâmetros na faixa de 10–300 nm.

| Experimento | Réplica | E (codificado) | Material filtrante (codificado) | V_f (codificado) | η_{ESP} (%) | η_F (%) | η_{HF} (%) |
|-------------|---------|------------------|---------------------------------|--------------------|------------------|--------------|-----------------|
| 1 | 1 | -1 | -1 | -1 | 3,25 | 91,92 | 92,23 |
| 2 | 1 | +1 | -1 | -1 | 41,50 | 94,35 | 96,74 |
| 3 | 1 | -1 | +1 | -1 | 3,80 | 99,42 | 99,45 |
| 4 | 1 | +1 | +1 | -1 | 40,24 | 99,32 | 99,60 |
| 5 | 1 | -1 | -1 | +1 | -2,50 | 89,52 | 89,44 |
| 6 | 1 | +1 | -1 | +1 | 28,37 | 90,67 | 93,39 |
| 7 | 1 | -1 | +1 | +1 | -1,71 | 95,69 | 95,60 |
| 8 | 1 | +1 | +1 | +1 | 25,03 | 95,86 | 96,91 |
| 9 | 2 | -1 | -1 | -1 | 2,44 | 92,40 | 92,76 |
| 10 | 2 | +1 | -1 | -1 | 45,86 | 94,57 | 97,09 |
| 11 | 2 | -1 | +1 | -1 | 2,82 | 97,93 | 98,02 |
| 12 | 2 | +1 | +1 | -1 | 44,32 | 99,48 | 99,72 |
| 13 | 2 | -1 | -1 | +1 | -1,28 | 88,17 | 88,15 |
| 14 | 2 | +1 | -1 | +1 | 29,00 | 91,47 | 94,04 |
| 15 | 2 | -1 | +1 | +1 | -1,80 | 98,75 | 98,76 |
| 16 | 2 | +1 | +1 | +1 | 22,80 | 97,31 | 97,95 |

A Figura 70 apresenta os gráficos de eficiência fracionária do precipitador, do filtro, e a eficiência fracionária do filtro híbrido em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas para cada uma das oito combinações entre os níveis dos fatores estudados. Cada gráfico é resultado das médias entre as medições realizadas nas duas réplicas.

Com campo elétrico em $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$, as eficiências de coleta no precipitador concentraram-se ao redor de zero, sendo as flutuações resultantes das variações inerentes ao funcionamento do gerador e do contador de nanopartículas, tendo em vista que as amostragens a montante e a jusante do precipitador para contagem das partículas não eram feitas de forma simultânea. Com aplicação de tensão no precipitador, os gráficos de eficiência de coleta seguiram a tendência discutida no subtópico 5.1.1: baixa eficiência de coleta de partículas extremamente finas, com diâmetros próximos ao início da faixa estudada, devido ao baixo carregamento elétrico de tais partículas; aumento da eficiência com o aumento do tamanho das partículas até uma região de máxima eficiência; baixa eficiência de coleta no fim da faixa de diâmetros avaliada, em que tanto o carregamento difusional como o carregamento por campo foram ineficientes (MORAWSKA et al., 2002; PARKER, 2003; OLIVEIRA; GUERRA, 2018).

As eficiências de coleta do filtro seguiram os comportamentos discutidos no subtópico 4.2.6: valores próximos a 100 % para partículas com diâmetros próximos ao início da faixa avaliada, devido à alta eficiência de coleta pelo mecanismo difusional; diminuição da eficiência com o aumento do diâmetro das partículas, devido à redução da coleta por difusão (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999). As eficiências de coleta do filtro híbrido representaram a soma das eficiências do precipitador e do filtro. Os subtópicos a seguir apresentam as análises de influência dos fatores em cada uma das três respostas avaliadas: eficiência de coleta do precipitador eletrostático, do filtro, e eficiência de coleta do filtro híbrido.

5.1.2.1 Eficiência de coleta no precipitador eletrostático

O diagrama de Pareto para a resposta eficiência de coleta no precipitador eletrostático, η_{ESP} , é apresentado na Figura 71. Os fatores intensidade do campo elétrico, material filtrante e velocidade superficial de filtração estão representados pelos números 1, 2 e 3, respectivamente. As interações entre dois dos fatores são representadas pelas notações: “1by2”, “1by3” e “2by3”. Ao nível de significância α de 5 %, ou seja, no intervalo de confiança de 95 %, os fatores intensidade do campo elétrico, E , velocidade superficial de filtração, V_f , e a interação entre esses dois fatores apresentaram influência significativa sobre a eficiência de coleta no precipitador eletrostático.

Figura 70 – Eficiência de coleta fracionária do precipitador eletrostático, do filtro e eficiência do filtro híbrido em função do diâmetro de mobilidade elétrica das partículas.

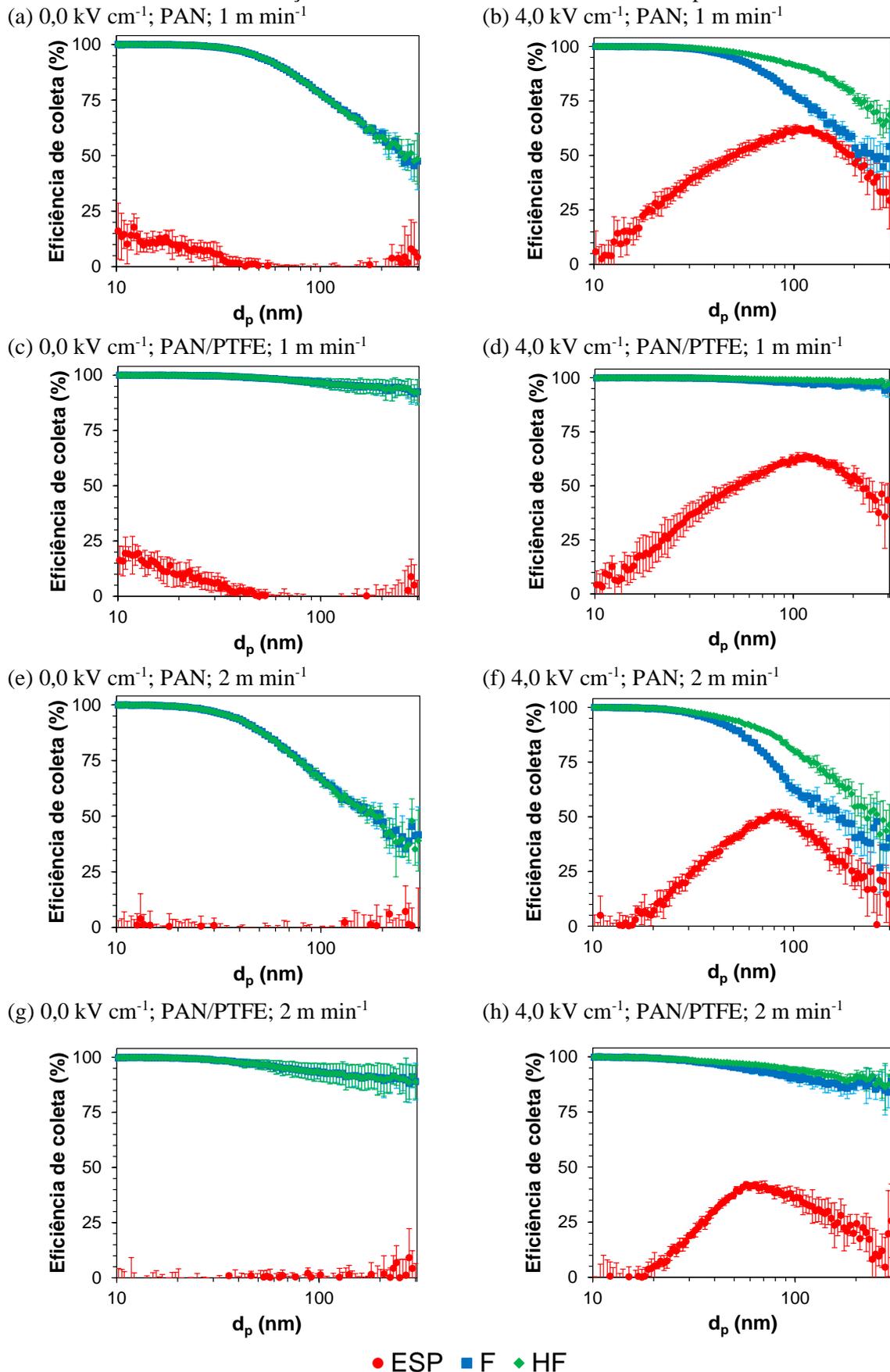
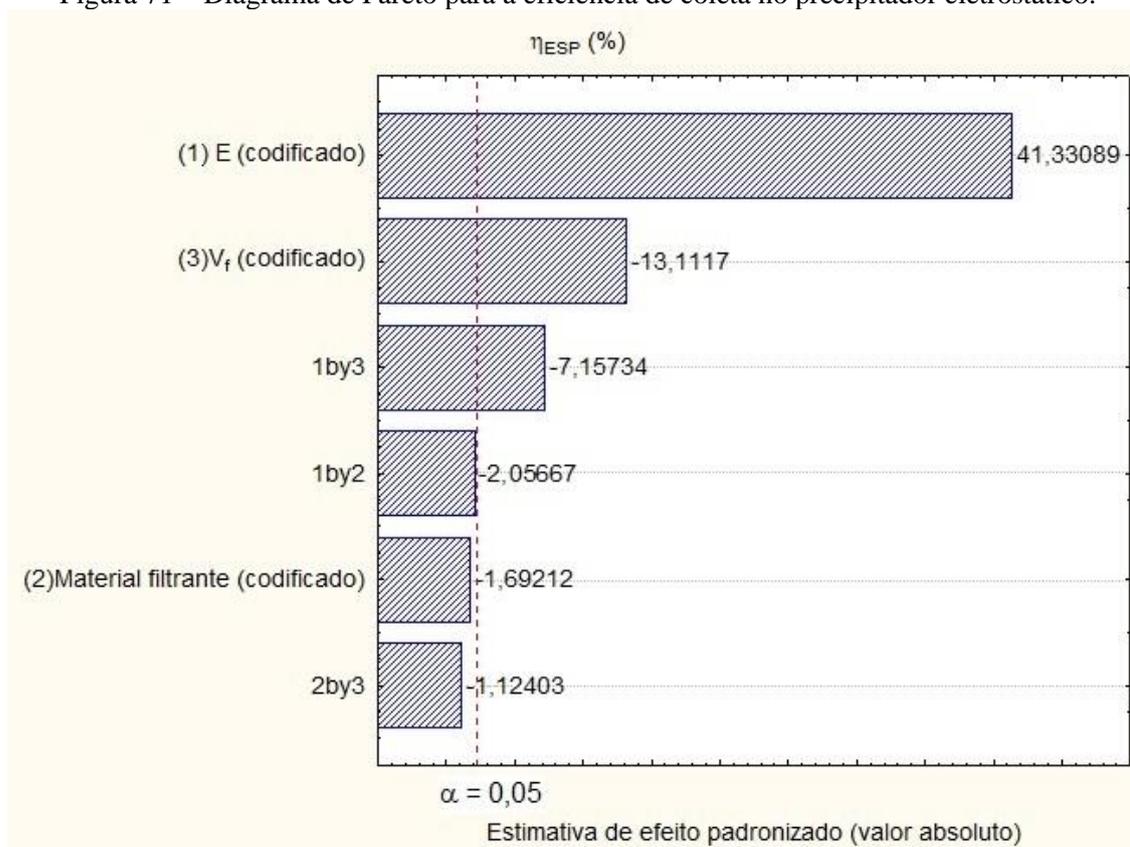


Figura 71 – Diagrama de Pareto para a eficiência de coleta no precipitador eletrostático.



Os resultados calculados dos efeitos sugerem que quanto maior a intensidade do campo elétrico, maior a eficiência de coleta no precipitador, sendo este o fator que apresentou maior influência. A maiores intensidades de campo elétrico, o carregamento elétrico das partículas é intensificado e, conseqüentemente, mais partículas são desviadas das linhas de fluxo do escoamento e seguem em direção às placas do precipitador, onde são coletadas.

Com relação à velocidade do aerossol, seu aumento provocou diminuição na eficiência de coleta do precipitador, pois o tempo de residência e a área superficial de coleta específica diminuíram e a influência da força de arraste exercida pelo fluido sobre as partículas aumentou. Assim, uma porcentagem maior de partículas deixou o equipamento sem ser coletada. O tipo de material filtrante não apresentou influência significativa sobre a eficiência de coleta no precipitador, nem suas interações com os demais fatores, já que o filtro estava localizado a jusante do precipitador.

A análise de variâncias (ANOVA) para a resposta eficiência de coleta no precipitador eletrostático pode ser vista na Tabela 36. Para cada fator e interação entre fatores, são apresentados a soma dos quadrados, SQ , o número de graus de liberdade, GL , o erro quadrático médio, QM , o teste F e o P-valor. Também são apresentados a soma dos quadrados

dos erros, SQ_E , a soma dos quadrados totais, SQ_T , e o erro quadrático médio dos erros, QM_E . Em vermelho, são destacados os efeitos com influência significativa sobre a resposta, para os quais f_0 foi maior que $f_{0,05;1,9}$ e P-valor foi menor que 0,05.

Tabela 36 – ANOVA para a eficiência de coleta no precipitador eletrostático. Os efeitos significativos estão destacados em vermelho.

| | <i>SQ</i> | <i>GL</i> | <i>QM</i> | f_0 | $f_{0,05;1,9}$ | P-valor |
|------------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------------|
| (1)E | 4627,401 | 1 | 4627,401 | 1708,242 | 5,117 | $1,416 \cdot 10^{-11}$ |
| (2)Material filtrante | 7,756 | 1 | 7,756 | 2,863 | 5,117 | $1,249 \cdot 10^{-1}$ |
| (3)V_f | 465,696 | 1 | 465,696 | 171,916 | 5,117 | $3,608 \cdot 10^{-7}$ |
| 1 by 2 | 11,458 | 1 | 11,458 | 4,230 | 5,117 | $6,986 \cdot 10^{-2}$ |
| 1 by 3 | 138,768 | 1 | 138,768 | 51,227 | 5,117 | $5,324 \cdot 10^{-5}$ |
| 2 by 3 | 3,423 | 1 | 3,423 | 1,263 | 5,117 | $2,901 \cdot 10^{-1}$ |
| Erro | 24,380 | 9 | 2,709 | | | |
| Total | 5278,882 | 15 | | | | |

Os efeitos dos fatores sobre a eficiência de coleta no precipitador eletrostático podem ser verificados também por meio da análise das superfícies e contornos apresentados na Figura 72. Em (a) e (b), nota-se o aumento considerável de eficiência, de 0 a valores entre 30 e 40 %, com o aumento da intensidade do campo elétrico, de 0 a 4,0 kV cm⁻¹. Esse aumento ocorreu independentemente do material filtrante utilizado.

Pela análise de (c) e (d), é possível identificar que o aumento de eficiência com o aumento da intensidade do campo elétrico foi mais expressivo quando utilizada a menor velocidade superficial de filtração, de 1,0 m min⁻¹. As curvas acentuadas e não paralelas do contorno, em (d), deixam clara a interação significativa entre esses dois fatores.

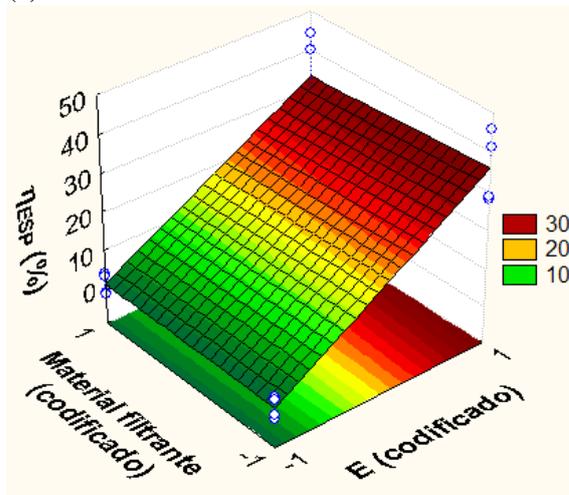
Em (e) e (f), verifica-se que o aumento da velocidade superficial de filtração de 1,0 para 2,0 m min⁻¹ foi responsável pela diminuição da eficiência de coleta no precipitador, de 22 %, em média, para 12–14 %, aproximadamente, a despeito do meio filtrante utilizado.

5.1.2.2 Eficiência de coleta do filtro

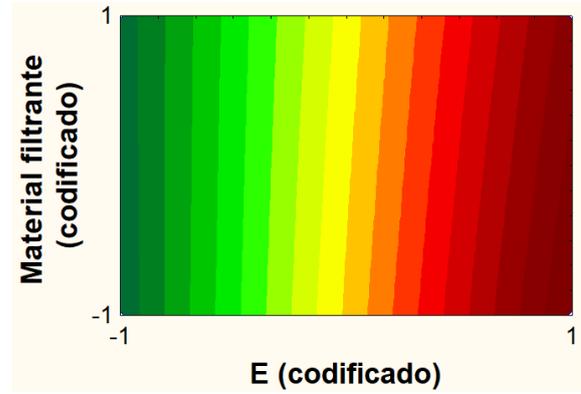
Os fatores que apresentaram influência significativa sobre a eficiência de coleta do filtro, com 95 % de confiança, foram o tipo de material filtrante utilizado, a velocidade superficial de filtração, V_f , a intensidade do campo elétrico, E , e a interação entre o material filtrante e a intensidade do campo elétrico, conforme mostra o diagrama de Pareto (Figura 73) e a ANOVA (Tabela 37).

Figura 72 – Superfícies (a, c, e) e contornos (b, d, f) da resposta eficiência de coleta no precipitador eletrostático.

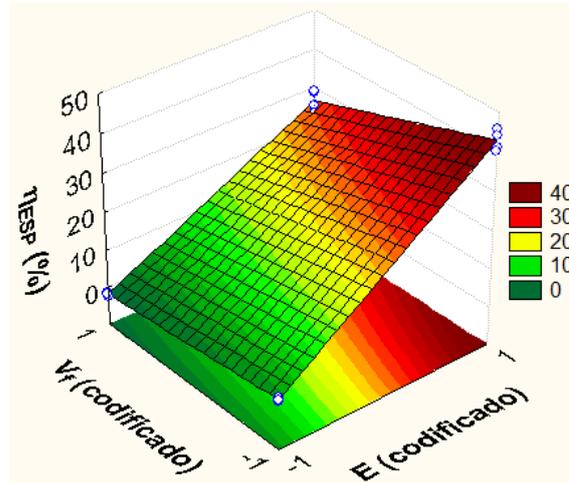
(a)



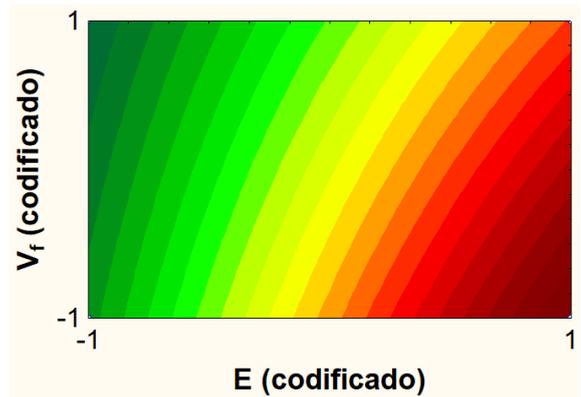
(b)



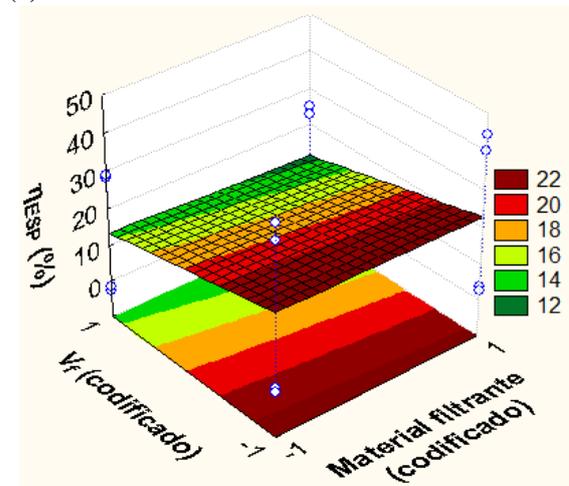
(c)



(d)



(e)



(f)

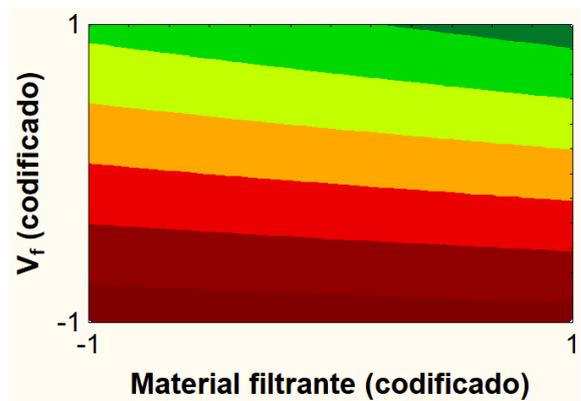


Figura 73 – Diagrama de Pareto para a eficiência de coleta do filtro.

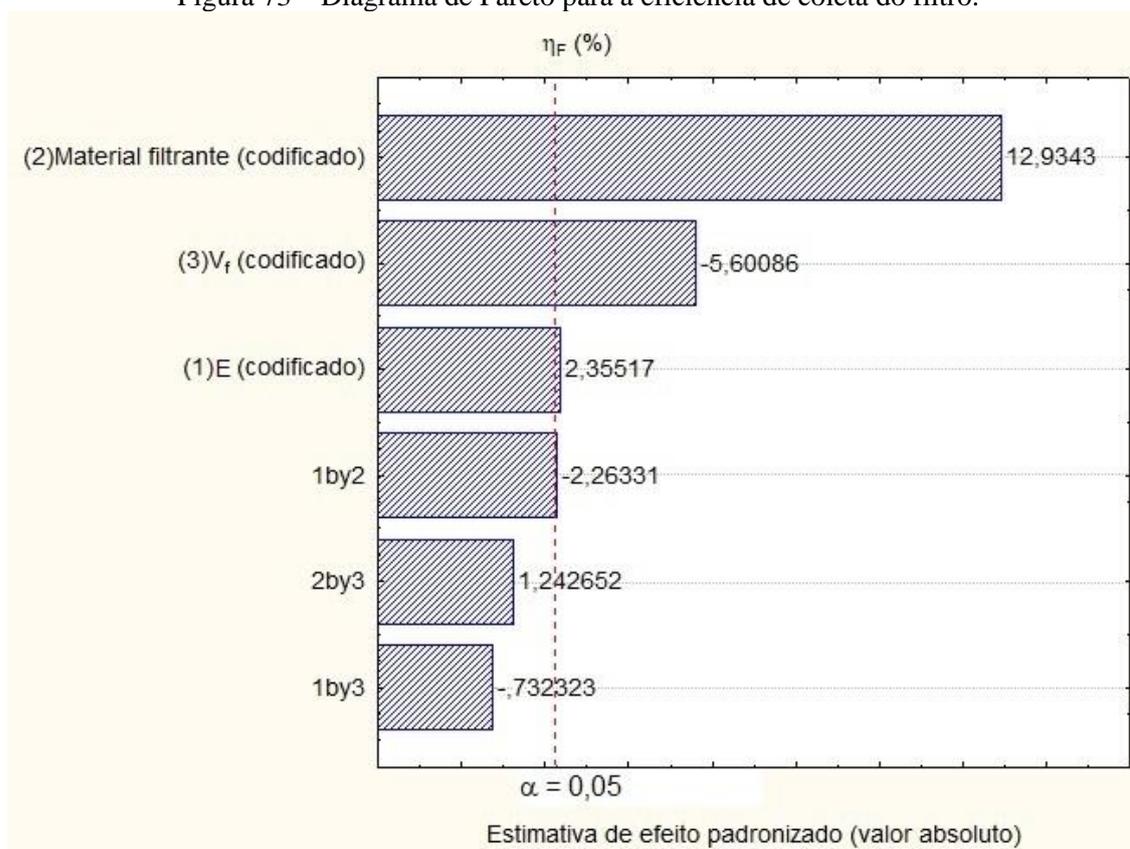


Tabela 37 – ANOVA para a eficiência de coleta do filtro. Os efeitos significativos estão destacados em vermelho.

| | <i>SQ</i> | <i>GL</i> | <i>QM</i> | <i>f</i> ₀ | <i>f</i> _{0,05;1,9} | P-valor |
|------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------------------|------------------------------|--------------------------|
| (1)E | 5,325 | 1 | 5,325 | 5,547 | 5,117 | 4,294 · 10 ⁻² |
| (2)Material filtrante | 160,592 | 1 | 160,592 | 167,296 | 5,117 | 4,056 · 10 ⁻⁷ |
| (3)V_f | 30,113 | 1 | 30,113 | 31,370 | 5,117 | 3,339 · 10 ⁻⁴ |
| 1 by 2 | 4,917 | 1 | 4,917 | 5,123 | 5,117 | 4,991 · 10 ⁻² |
| 1 by 3 | 0,515 | 1 | 0,515 | 0,536 | 5,117 | 4,826 · 10 ⁻¹ |
| 2 by 3 | 1,482 | 1 | 1,482 | 1,544 | 5,117 | 2,454 · 10 ⁻¹ |
| Erro | 8,639 | 9 | 0,960 | | | |
| Total | 211,583 | 15 | | | | |

O fator que teve maior influência sobre a eficiência de coleta do filtro foi o tipo de material filtrante utilizado, pois, como já discutido no subtópico 4.2.6.1, a presença da membrana no filtro PAN/PTFE fez com que as eficiências de coleta se aproximassem de 100 % para toda a faixa de diâmetros avaliada. Em comparação ao filtro PAN, o filtro PAN/PTFE era menos permeável ao escoamento (subtópico 4.2.4), indicativo de uma matriz fibrosa mais interconectada, a qual dificultou não só a passagem do ar, mas também das nanopartículas. À velocidade superficial de filtração de 1,0 m min⁻¹, a queda de pressão através do filtro PAN foi de 18,9 Pa, enquanto a do filtro PAN/PTFE foi de 64,9 Pa. À velocidade de 2,0 m min⁻¹, as

quedas de pressão através dos filtros PAN e PAN/PTFE foram de 37,9 e 129,9 Pa, respectivamente. A matriz fibrosa mais fechada da membrana de PTFE fica evidente na comparação das imagens das superfícies dos filtros PAN e PAN/PTFE à mesma magnificação (Figura 74). A membrana de PTFE também pode ser verificada na imagem lateral do filtro (Figura 74d).

Figura 74 – Imagens obtidas em MEV das superfícies de filtração dos filtros PAN (a) e PAN/PTFE (b) e das vistas laterais (c,d).

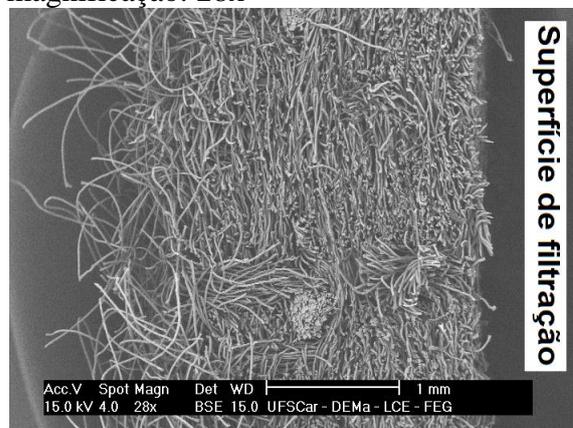
(a) Superfície de filtração do filtro PAN, magnificação: 50x



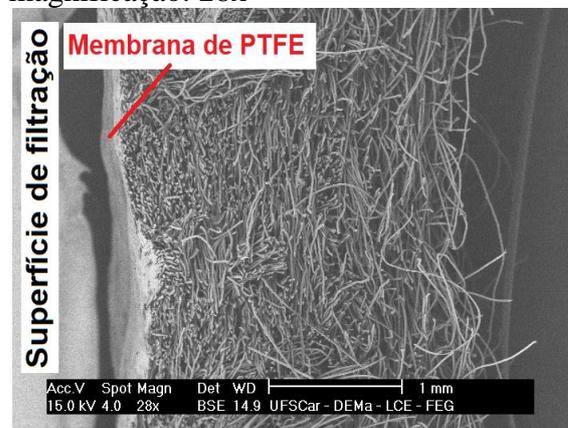
(b) Superfície de filtração do filtro PAN/PTFE, magnificação: 50x



(c) Vista lateral do filtro PAN, magnificação: 28x



(d) Vista lateral do filtro PAN/PTFE, magnificação: 28x



Além disso, conforme mostraram os resultados expostos no subtópico 4.2.3, as fibras da membrana de PTFE, com diâmetro médio de $(0,10 \pm 0,05) \mu\text{m}$, eram muito menores que as fibras de PAN, com diâmetro médio de $(15,67 \pm 3,64) \mu\text{m}$, e estavam dentro da faixa de diâmetros das partículas do aerossol, de 10–300 nm. Diversos autores mostraram que eficiências de coleta maiores são alcançadas com meios filtrantes com fibras menores, devido à matriz fibrosa altamente interconectada e alta razão de área superficial por volume que tais materiais apresentam (LI; GONG, 2015; FENG; LONG; YU, 2016; AL-ATTABI et al., 2018; BORTOLASSI et al., 2019).

O efeito negativo da velocidade superficial de filtração indicou que seu aumento proporcionou a diminuição da coleta das nanopartículas pelo filtro, fato este também já discutido no subtópico 4.2.6.3, e atribuído ao fato de que as partículas foram arrastadas mais facilmente pelo fluido, prejudicando a coleta pelo mecanismo difusional e fazendo com que elas penetrassem mais profundamente no meio filtrante.

A aplicação de tensão no precipitador fez com que a eficiência de coleta do filtro aumentasse de maneira significativa. Isso sugeriu que, na presença de campo elétrico, pelo menos parte das partículas que deixaram o precipitador sem serem coletadas carregavam cargas elétricas. Dessa forma, além dos mecanismos mecânicos de coleta de partículas pelas fibras do material filtrante, dentre os quais a difusão Browniana é o principal para a faixa de diâmetros avaliada, houve também a atuação do mecanismo de atração eletrostática. Presumindo-se que as fibras dos materiais filtrantes não continham cargas elétricas, a atração eletrostática ocorreu por atuação da força de imagem, gerada pela polarização das fibras devido à presença de cargas elétricas nas partículas (DONOVAN, 1985; HINDS, 1999).

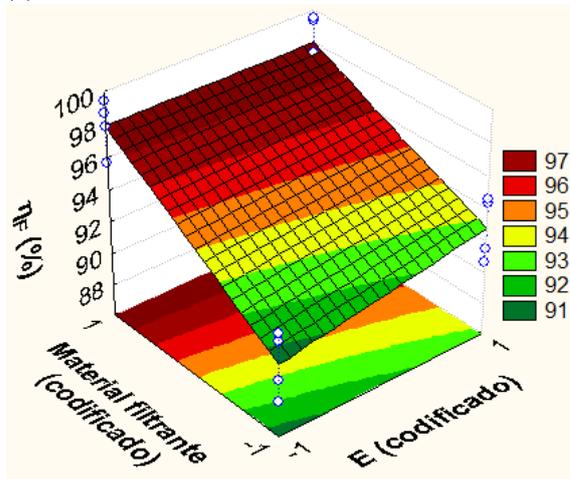
Além disso, trabalhos anteriores mostraram que a formação de dendritos é favorecida pela presença de cargas elétricas nas partículas, principalmente nos estágios iniciais da filtração de profundidade. Tais formações favorecem a coleta de partículas subsequentes, por terem o mesmo diâmetro delas e se projetarem das fibras para a corrente gasosa (WANG, 2001; TU; SONG; YAO, 2016). A influência significativa da tensão elétrica aplicada ao ESP na eficiência de coleta do filtro indicou que o filtro híbrido atuou não apenas como uma mera combinação de dois dispositivos de coleta, mas como um sistema com um efeito sinérgico, mesmo para partículas extremamente finas (10–300 nm) e sem alteração das características dielétricas das fibras ou polarização do filtro com um campo elétrico externo.

A interação entre a intensidade do campo elétrico e o tipo de material filtrante apresentou influência significativa sobre a eficiência de coleta do filtro. Como pode ser observado nos gráficos de superfície (Figura 75a) e contorno (Figura 75b), o aumento de eficiência de coleta do filtro com o aumento da intensidade do campo elétrico foi observado apenas quando utilizado o filtro PAN (-1). A presença da membrana de PTFE impediu a filtração de profundidade, e, portanto, supõe-se que não houve atuação de força de imagem entre as partículas carregadas e as fibras dielétricas que promovesse aumento de eficiência, nem a intensificação da formação de dendritos, visto que esses são formados a partir das fibras, durante a filtração de profundidade. Além disso, o filtro PAN/PTFE já apresentava eficiências

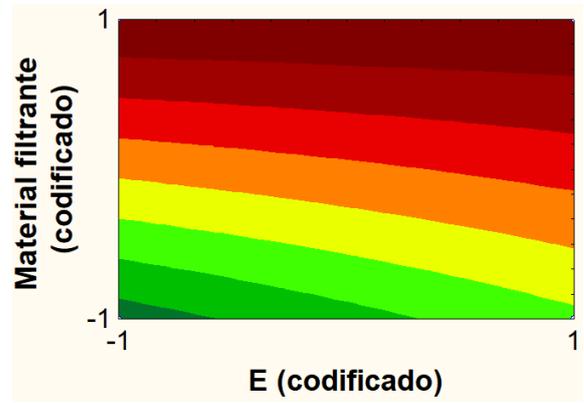
próximas a 100 % mesmo sem aplicação de tensão elétrica no precipitador, gerando pouca margem para aumentos.

Figura 75 – Superfícies (a, c, e) e contornos (b, d, f) da resposta eficiência de coleta do filtro.

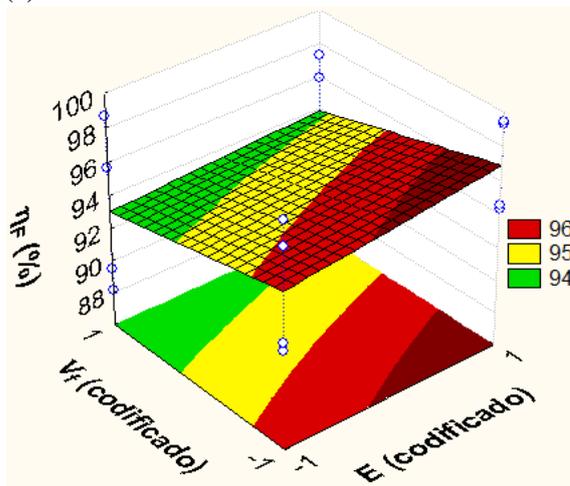
(a)



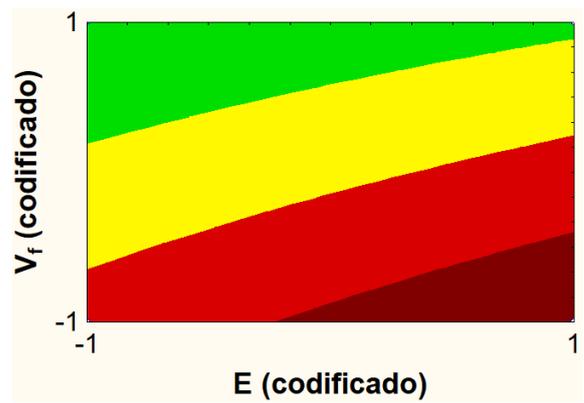
(b)



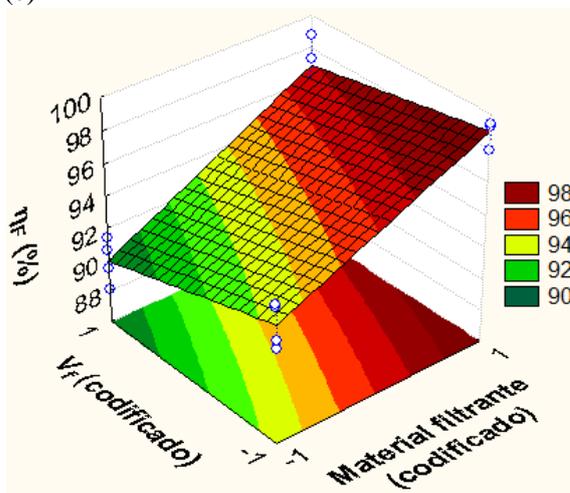
(c)



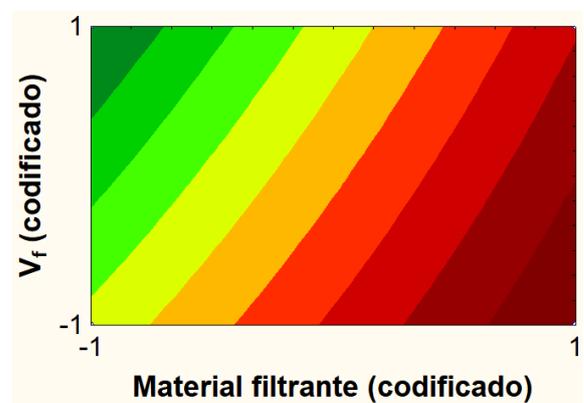
(d)



(e)



(f)



Pela análise da Figura 75 (c) e (d), nota-se que o aumento da velocidade de filtração provocou diminuições das eficiências de coleta do filtro, e as magnitudes dessas diminuições foram semelhantes para os dois níveis de intensidade de campo elétrico. Dessa forma, não houve interação significativa entre os dois fatores na resposta em questão. Em (e) e (f), nota-se que as reduções de eficiência causadas pelo aumento da velocidade superficial de filtração foram semelhantes a despeito do material filtrante utilizado, não havendo interação significativa entre velocidade de filtração e tipo de material filtrante. As curvas do contorno em (b) apresentaram um não paralelismo notadamente mais acentuado que as curvas em (d) e (f). Dessa forma, das três interações possíveis, apenas a interação entre o tipo de material filtrante e a intensidade do campo elétrico apresentou relevância estatística.

As medições de corrente elétrica gerada no eletrômetro pelo aerossol após passagem pelo precipitador e antes da passagem pelo filtro estão na Figura 76. As linhas pretas horizontais representam os valores extremos de corrente que foram considerados para os cálculos das médias e desvios padrão, mostrados na Tabela 38. Tais valores extremos foram selecionados a partir da identificação visual das regiões de maior concentração de pontos nos gráficos, de forma a excluir alguns poucos pontos que fugiram dessas regiões.

Figura 76 – Corrente elétrica do aerossol após a passagem pelo precipitador eletrostático e antes da passagem pelo filtro.

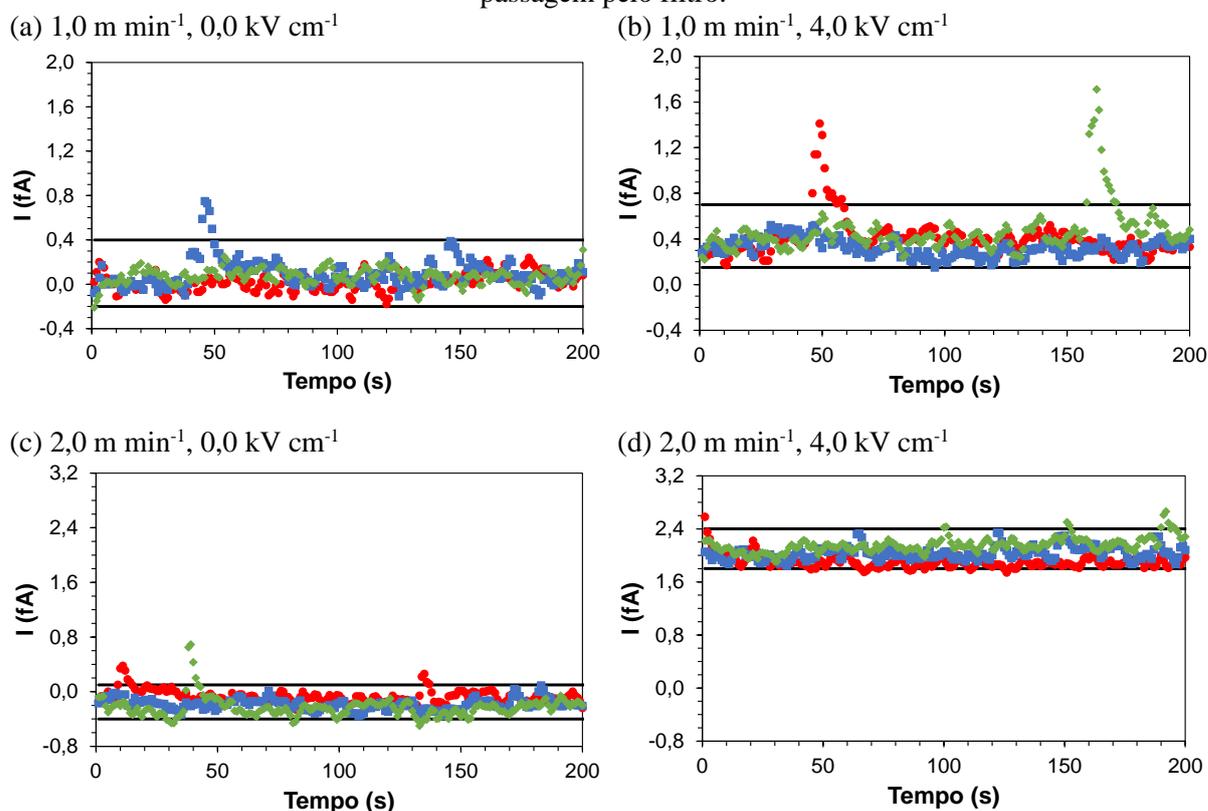


Tabela 38 – Correntes elétricas medidas do aerossol após a passagem pelo precipitador eletrostático e antes da passagem pelo filtro e estimativa da carga elétrica média das partículas.

| V_f (m min ⁻¹) | E (kV cm ⁻¹) | $ \bar{I} $ (fA) | \bar{C} ($\cdot 10^5$ # cm ⁻³) | $ \bar{q} $ ($\cdot 10^{-22}$ C) |
|------------------------------|----------------------------|------------------|---|-----------------------------------|
| 1,0 | 0,0 | 0,06 ± 0,09 | 8,55 ± 0,61 | 0,014 |
| | 4,0 | 0,37 ± 0,09 | 5,36 ± 0,46 | 1,178 |
| 2,0 | 0,0 | 0,17 ± 0,10 | 5,03 ± 0,59 | 0,884 |
| | 4,0 | 2,03 ± 0,13 | 3,81 ± 0,18 | 10,361 |

Tanto para o menor nível de velocidade superficial de filtração, de 1,0 m min⁻¹, como para o maior nível, de 2,0 m min⁻¹, houve aumento da corrente elétrica gerada pelo aerossol quando aplicada tensão elétrica no precipitador. Isso comprova que as partículas que passaram pelo precipitador sem serem coletadas carregavam mais cargas elétricas quando havia presença de campo elétrico no precipitador, corroborando a hipótese de que o aumento de eficiência observado no filtro com a aplicação de tensão no precipitador foi consequência das cargas elétricas carregadas pelas partículas.

Na Tabela 38, além da corrente elétrica média calculada a partir dos gráficos da Figura 76, estão as cargas elétricas médias estimadas das partículas para cada condição. Para estimar as cargas elétricas das partículas, \bar{q} , o valor de corrente medido pelo eletrômetro com a utilização de um filtro HEPA na entrada do equipamento, I_{HEPA} , foi descontado das correntes médias calculadas em cada condição, \bar{I} . Também são apresentadas na Tabela 38 as concentrações médias de partículas presentes no aerossol neste ponto da linha, entre o precipitador eletrostático e o filtro, em todos os ensaios do planejamento experimental. Para a velocidade superficial de filtração de 1,0 m min⁻¹, a carga elétrica média das partículas apresentou aumento de cerca de 86 vezes quando aplicada tensão no precipitador. O aumento observado para a velocidade de filtração de 2,0 m min⁻¹ foi de aproximadamente 12 vezes.

O aumento de eficiência de coleta do filtro PAN com aplicação de tensão elétrica no precipitador eletrostático causou aumento no fator de qualidade, QF , do filtro, conforme mostra a Tabela 39. Durante os ensaios do planejamento experimental, não houve alteração na queda de pressão através do filtro, provavelmente porque o tempo de cada ensaio, em torno de 70 minutos, não era suficiente para formação de uma torta de nanopartículas com espessura suficiente para provocar aumento na queda de pressão. Dessa forma, o fator de qualidade do filtro PAN apresentou aumento de 13,6 % quando utilizada velocidade superficial de filtração de 1,0 m min⁻¹, e 10,1 %, à velocidade de 2,0 m min⁻¹.

Tabela 39 – Fatores de qualidade do filtro PAN às velocidades superficiais de filtração 1,0 e 2,0 m min⁻¹, com e sem tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático.

| V_f (m min ⁻¹) | ΔP (Pa) | $E = 0,0 \text{ kV cm}^{-1}$ | | $E = 4,0 \text{ kV cm}^{-1}$ | |
|------------------------------|-----------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| | | η_F (%) - 10–300 nm | QF (Pa ⁻¹) | η_F (%) - 10–300 nm | QF (Pa ⁻¹) |
| 1,0 | 18,9 | 92,16 | 0,135 | 94,46 | 0,153 |
| 2,0 | 37,9 | 88,85 | 0,058 | 91,07 | 0,064 |

Embora o aumento na eficiência de coleta tenha sido alcançado a custo de eletricidade, a corrente elétrica gerada a partir da tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático foi menor que o menor valor possível de ser medido pela fonte de alta tensão (0,01 mA), como pode ser verificado nas curvas de corrente elétrica em função da intensidade do campo elétrico (Figura 67). Dessa forma, o uso de um fator de qualidade modificado para levar em consideração o consumo extra de energia elétrica, como o definido por Tian; Mo; Li (2018) (Equação 35) resultaria nos mesmos valores obtidos com o fator de qualidade convencional (Equação 34).

A Tabela 40 compara as reduções percentuais observadas na penetração de partículas através do filtro PAN deste trabalho com resultados de alguns dos trabalhos citados na Revisão Bibliográfica (Capítulo 3), devido à atuação do mecanismo de atração eletrostática. As reduções percentuais na penetração de material particulado foram calculadas dividindo a diferença nas penetrações sem e com atração eletrostática pela penetração sem atração eletrostática. Os resultados foram muito variados, pois dependeram fortemente das condições adotadas em cada trabalho, também muito diversas. As reduções obtidas neste trabalho, com partículas de tamanho muito reduzido, foram menores que as da maioria dos demais trabalhos listados, mas ainda assim consideráveis em termos de remoção de partículas. A quantidade máxima de cargas elétricas possíveis de serem adquiridas pela partícula aumenta com o aumento de seu tamanho, e a atração por forças de imagem e Coulomb depende, dentre outros fatores, da carga elétrica carregada pela partícula (HINDS, 1999; MORAWSKA et al., 2002; OLIVEIRA; GUERRA, 2018).

Ademais, dentre as possíveis forças de atração eletrostática, a força de imagem é a mais fraca e exerce influência mínima sobre a deposição de partículas nas fibras, sendo até mesmo desprezada em alguns estudos (WANG, 2001; SANCHEZ et al., 2013; KERNER et al., 2018). A eficiência do filtro PAN utilizado neste trabalho poderia ser aumentada ainda mais se suas propriedades dielétricas fossem modificadas e se o filtro fosse polarizado com um campo elétrico externo, como reportado, por exemplo, nos trabalhos de Choi et al. (2017) e Tian et al.

(2020) com outros filtros. As notas abaixo da Tabela 40 foram acrescentadas para auxiliar o leitor a identificar os valores descritos nos artigos originais, já que os autores citados trabalharam com mais de uma condição, como diversos tipos de meios filtrantes e diferentes velocidades superficiais de filtração, e, conseqüentemente, obtiveram mais de um resultado para a redução na penetração de partículas.

Tabela 40 – Reduções percentuais na penetração de material particulado através do filtro com atuação de atração eletrostática obtidos neste e em outros trabalhos disponíveis na literatura. Os resultados deste trabalho são referentes ao filtro PAN.

| | d_p (nm) | Atração eletrostática | η_F sem atração eletrostática (%) | η_F com atração eletrostática (%) | Redução na penetração (%) |
|---|------------|-----------------------|--|--|---------------------------|
| Este trabalho, $V_f = 1 \text{ m min}^{-1}$ | 10–300 | Imagem | 92,16 | 94,46 | 29,34 |
| Este trabalho, $V_f = 2 \text{ m min}^{-1}$ | 10–300 | Imagem | 88,85 | 91,07 | 19,95 |
| Shi; Ekberg (2015) ^a | 300–500 | Imagem | 92,00 | 100,00 | 100,00 |
| Feng; Long; Mo (2016) ^b | 500 | Coulomb | 5,00 | 28,00 | 24,21 |
| Feng; Long; Mo (2016) ^c | 500 | Coulomb | 78,00 | 98,00 | 90,91 |
| Choi et al. (2017) ^d | 30–400 | Coulomb | 10,00 | 99,80 | 99,78 |
| Choi et al. (2018) | 500–3000 | Coulomb | 31,00 | 99,99 | 99,99 |
| Li et al. (2018) ^e | <2500 | Dieletroforese | 88,81 | 98,41 | 85,79 |
| Li et al. (2018) ^e | <10000 | Dieletroforese | 93,21 | 98,72 | 81,15 |
| Tian et al. (2018) ^f | 300 | Coulomb | 4,00 | 69,00 | 67,71 |
| Kerner et al. (2018) | 100 | Coulomb | 20,00 | 75,00 | 68,75 |
| Kerner et al. (2020a) ^g | 100 | Coulomb | 24,00 | 84,00 | 78,95 |

^a Filtro M6 sintético no início da operação

^b Filtro de polietileno

^c Filtro de fibra de vidro e polipropileno

^d Velocidade de filtração de 20 cm s^{-1}

^e Velocidade de filtração de 21 cm s^{-1}

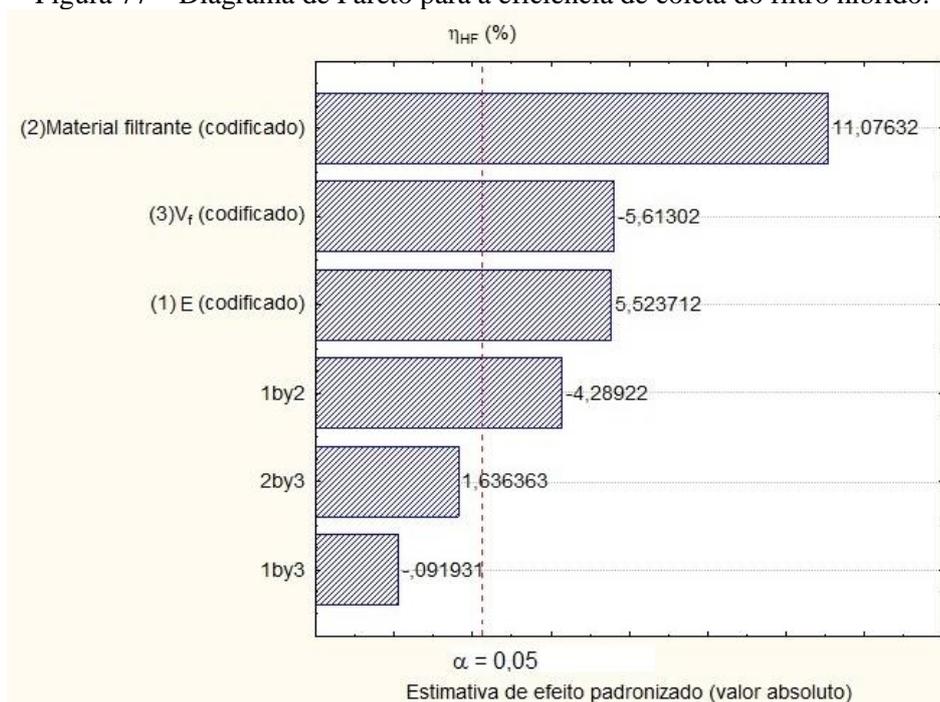
^f Filtro de poliéster, tensão de 9 kV, distância de polarização de 3,5 cm

^g Meio filtrante carregado por fricção

5.1.2.3 Eficiência de coleta do filtro híbrido

O diagrama de Pareto da Figura 77 mostra que, ao nível de significância de 0,05, os três fatores avaliados apresentaram influência significativa sobre a eficiência do filtro híbrido. Além disso, a interação entre a intensidade do campo elétrico, E , e o material filtrante utilizado também foi significativa.

Figura 77 – Diagrama de Pareto para a eficiência de coleta do filtro híbrido.



Como discutido nos subtópicos anteriores, o tipo de meio filtrante utilizado influenciou de maneira significativa a eficiência de coleta do filtro. Já a velocidade superficial de filtração e a intensidade do campo elétrico apresentaram efeitos significativos tanto na eficiência de coleta do precipitador como na do filtro. Nos dois equipamentos, o aumento da velocidade do aerossol provocou diminuição das eficiências de coleta, enquanto o aumento da intensidade do campo elétrico causou aumento das eficiências. Portanto, era esperado que os mesmos efeitos fossem observados na eficiência de coleta do filtro híbrido. O fator com maior efeito sobre a eficiência de coleta do filtro híbrido foi o tipo de filtro utilizado, já que a utilização do filtro PAN/PTFE elevou as eficiências para valores próximos a 100 % para toda a faixa de diâmetros avaliada. A ANOVA para a eficiência de coleta do filtro híbrido pode ser conferida na Tabela 41.

Tabela 41 – ANOVA para a eficiência de coleta do filtro híbrido. Os efeitos significativos estão destacados em vermelho.

| | <i>SQ</i> | <i>GL</i> | <i>QM</i> | <i>f₀</i> | <i>f_{0,05;1,9}</i> | P-valor |
|------------------------------|-----------|-----------|-----------|----------------------|-----------------------------|-----------------------|
| (1)E | 27,641 | 1 | 27,641 | 30,511 | 5,117 | $3,687 \cdot 10^{-4}$ |
| (2)Material filtrante | 111,144 | 1 | 111,144 | 122,685 | 5,117 | $1,519 \cdot 10^{-6}$ |
| (3)V_r | 28,542 | 1 | 28,542 | 31,506 | 5,117 | $3,288 \cdot 10^{-4}$ |
| 1 by 2 | 16,667 | 1 | 16,667 | 18,397 | 5,117 | $2,022 \cdot 10^{-3}$ |
| 1 by 3 | 0,008 | 1 | 0,008 | 0,008 | 5,117 | $9,288 \cdot 10^{-1}$ |
| 2 by 3 | 2,426 | 1 | 2,426 | 2,678 | 5,117 | $1,362 \cdot 10^{-1}$ |
| Erro | 8,153 | 9 | 0,906 | | | |
| Total | 194,582 | 15 | | | | |

A interação significativa entre os fatores intensidade do campo elétrico e material filtrante é evidenciada pela superfície apresentada na Figura 78a e pelas curvas não paralelas do contorno, na Figura 78b. O aumento de eficiência de coleta do filtro híbrido com o aumento da intensidade do campo elétrico foi observado apenas quando utilizado o filtro PAN. Com o filtro PAN/PTFE, a eficiência do filtro híbrido já se aproximava de 100 % mesmo sem utilização de tensão elétrica, não havendo muita margem para aumentos. As demais interações não apresentaram efeitos significativos sobre a eficiência de coleta do filtro híbrido, conforme mostram as superfícies (c) e (e) e os contornos (d) e (f).

Se a intensidade do campo elétrico não tivesse influência significativa sobre a eficiência de coleta do filtro PAN, a eficiência de coleta do filtro híbrido poderia ser estimada pela junção das eficiências dos dois equipamentos em série (Equação 88). Esse resultado, apresentado na Tabela 42 para ambos os níveis de velocidade superficial de filtração, pode também ser interpretado como a eficiência do filtro híbrido desconsiderando o mecanismo de coleta por atração eletrostática no filtro, ou seja, considerando apenas os mecanismos mecânicos de coleta. Porém, como já discutido, o aumento das cargas elétricas nas partículas que passaram pelo precipitador sem serem coletadas provocou a intensificação do mecanismo de atração eletrostática entre as partículas e as fibras do meio filtrante. Dessa forma, o resultado experimental de eficiência do filtro híbrido, também mostrado na Tabela 42, superou a estimativa em 1,33 %, com velocidade superficial de filtração de $1,0 \text{ m min}^{-1}$, e em 1,67 %, com velocidade de $2,0 \text{ m min}^{-1}$.

$$\eta_{HF}^* = 1 - (1 - \eta_{ESP})(1 - \eta_F) \quad (88)$$

5.1.3 Considerações finais

Duas possíveis desvantagens de sistemas eletrostáticos são a geração de ozônio e a diminuição da eficiência de coleta devido ao acúmulo de material particulado nos eletrodos coletores. Esta última dificilmente ocorreria neste estudo devido ao tamanho reduzido das partículas avaliadas. Um tempo de filtração excessivamente longo seria necessário para que as nanopartículas formassem uma camada de pó capaz de reduzir a eficiência de coleta no precipitador eletrostático. Para aplicações industriais e sistemas de aquecimento, ventilação e condicionamento de ar (HVAC), os eletrodos de coleta e o meio filtrante precisam ser periodicamente limpos, de modo a evitar redução na eficiência do precipitador e aumento na queda de pressão através do filtro.

Figura 78 – Superfícies (a, c, e) e contornos (b, d, f) da resposta eficiência de coleta do filtro híbrido.

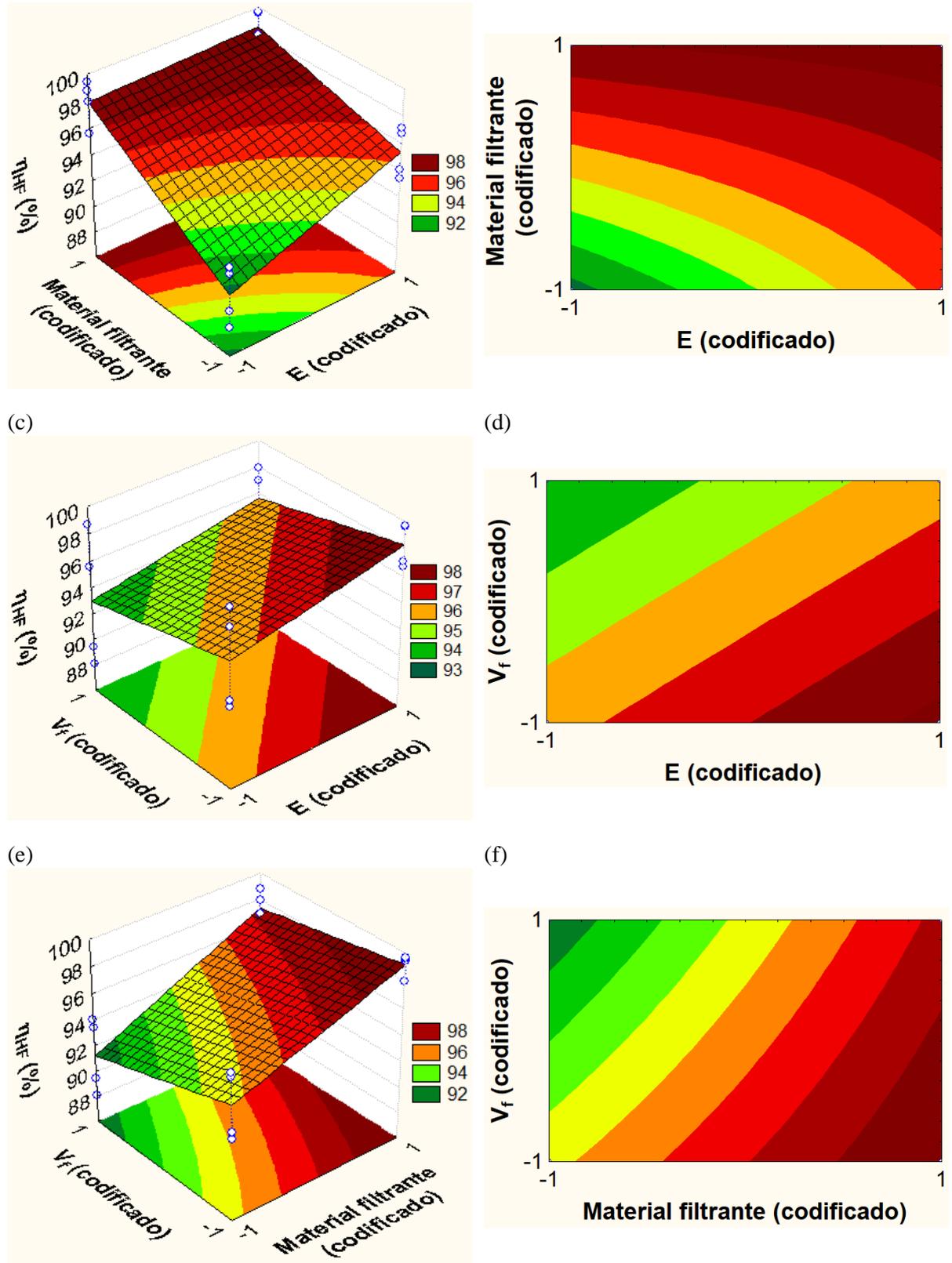


Tabela 42 – Eficiência do filtro híbrido estimada considerando apenas mecanismos de coleta mecânicos no filtro PAN e comparação com os resultados experimentais.

| V_f (m min ⁻¹) | $E = 4,0$ kV cm ⁻¹ | $E = 0,0$ kV cm ⁻¹ | Estimativa (Eq. 88) | Experimental |
|------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| | η_{ESP} (%) - 10–300 nm | η_F (%) - 10–300 nm | η_{HF}^* (%) - 10–300 nm | η_{HF} (%) - 10–300 nm |
| 1,0 | 43,68 | 92,16 | 95,58 | 96,92 |
| 2,0 | 28,69 | 88,85 | 92,04 | 93,72 |

Com relação à geração de ozônio, Li et al. (2015) e Feng; Long; Yu (2016) mostraram que a concentração de ozônio aumenta linearmente com a corrente elétrica em filtros híbridos. A tensão aplicada ao ESP neste trabalho foi baixa, e a corrente gerada foi menor que o menor valor possível de ser medido pela fonte de alta tensão (0,01 mA), como pode ser verificado na Figura 67, para intensidade do campo elétrico de 4,0 kV cm⁻¹. Portanto, a geração de ozônio foi, provavelmente, muito baixa. Caso tensões maiores sejam aplicadas a sistemas similares ao estudado aqui, a concentração de ozônio deve ser monitorada.

Estudos envolvendo simulação numérica de filtros eletrostaticamente assistidos descrevem a trajetória das partículas levando em consideração as forças de arraste e eletrostática que atuam sobre elas. Quando um meio filtrante é polarizado por um campo elétrico externo, a contribuição mais importante para a força eletrostática é a atração de Coulomb. Dessa forma, a maioria dos trabalhos disponíveis na literatura considera a força de Coulomb como o único termo da força eletrostática (LONG; YAO, 2013; TU; SONG; YAO, 2017, 2018).

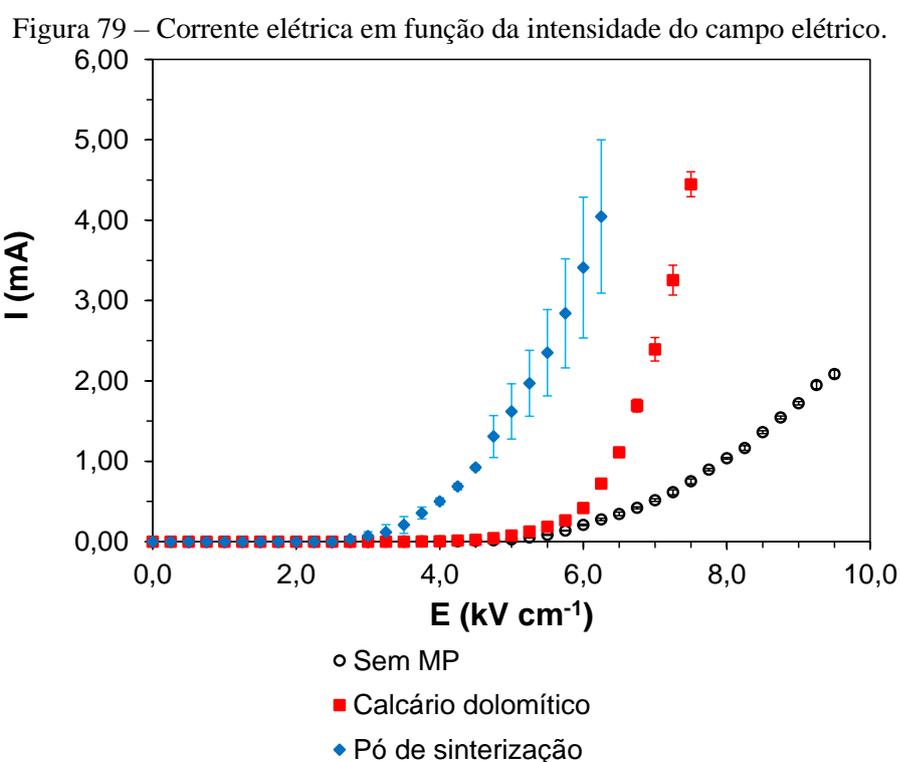
Alguns trabalhos adicionam um segundo termo, referente ao dipolo induzido nas partículas, conhecido como dieletroforese (KERNER et al., 2018, 2020a, 2020b). Os resultados experimentais descritos neste trabalho indicaram que, mesmo quando o meio filtrante não é polarizado com um campo elétrico externo, uma redução considerável na penetração de material particulado é alcançada por meio da força de imagem. Em filtros híbridos similares ao estudado aqui, nos quais a atração de Coulomb e a dieletroforese não estão presentes, a força eletrostática deve ser modelada levando em consideração a força de imagem, definida por Wang (2001) como o campo não uniforme existente ao redor da fibra polarizada pela carga elétrica da partícula.

5.2 FILTRAÇÃO HÍBRIDA DE MICROPARTÍCULAS

Este tópico apresenta os resultados da filtração híbrida dos ensaios realizados com calcário dolomítico e pó de sinterização, seguindo as metodologias expostas no subtópico 4.4.

5.2.1 Caracterização elétrica do sistema

A Figura 79 mostra as curvas de corrente elétrica em função da tensão aplicada ao precipitador eletrostático do sistema híbrido, com velocidade superficial de filtração de $2,0 \text{ m min}^{-1}$, ou velocidade de escoamento no precipitador de $0,2 \text{ m s}^{-1}$, sem qualquer material particulado, com calcário dolomítico e com pó de sinterização, ambos à concentração de 15 g m^{-3} . Nas três condições, a tensão de início da corona ocorreu na faixa de $2,7\text{--}3,7 \text{ kV cm}^{-1}$. O rompimento dielétrico ocorreu com intensidade de campo elétrico em $9,5 \text{ kV cm}^{-1}$ na condição sem partículas, em $7,5 \text{ kV cm}^{-1}$ com a presença de calcário dolomítico, e em $6,2 \text{ kV cm}^{-1}$ com pó de sinterização.



Diferentemente das curvas de corrente-tensão para nanopartículas (Figura 67), acréscimos na tensão elétrica a partir do início da corona geraram correntes maiores nas situações em que havia a presença de material particulado no aerossol. Aqui, as micropartículas iniciaram a formação de uma camada de pó com espessura considerável na superfície das placas coletoras do precipitador eletrostático. Dadas as altas resistividades elétricas do calcário dolomítico e do pó de sinterização, as partículas coletadas não perderam imediatamente as cargas elétricas, e, conseqüentemente, uma tensão começou a se desenvolver através da camada de pó, a ponto de íons positivos serem emitidos da superfície da camada em direção aos eletrodos de descarga. Ao colidirem com íons negativos provenientes da descarga corona e com partículas carregadas negativamente, os íons positivos os neutralizaram, produzindo o

fenômeno conhecido como ionização reversa ou corona reversa. Este fenômeno, que ocorreu de forma mais intensa com o pó de sinterização, cuja resistividade elétrica era maior, provocou redução da tensão e aumento da corrente elétrica gerada no interior do precipitador (PARKER, 1997).

O pó de sinterização tinha diâmetro volumétrico mediano de $(6,48 \pm 0,18) \mu\text{m}$, muito menor que o diâmetro volumétrico mediano do calcário dolomítico, de $(43,47 \pm 0,20) \mu\text{m}$. Por esse motivo, durante os ensaios, boa parte do calcário dolomítico alimentada ao sistema se depositou ao longo das tubulações e na base do precipitador eletrostático por ação gravitacional, enquanto apenas uma parcela irrisória do pó de sinterização foi coletada dessa forma. Essa diferença fica clara a partir da observação da base do precipitador eletrostático coberta com pó após ensaios com calcário dolomítico (Figura 80b), e da base relativamente limpa após ensaios com pó de sinterização (Figura 80c), em comparação com a foto do precipitador antes dos ensaios (Figura 80a). Dessa forma, a camada de pó sobre as placas coletoras se formou muito rapidamente nos ensaios com pó de sinterização, o que intensificou a ionização reversa e fez com que as correntes elétricas geradas a uma mesma tensão fossem ainda maiores, conforme observado na Figura 79. Em condições de ionização reversa, a oscilação de tensão elétrica aumenta, o que explica os maiores desvios padrão das medidas de corrente elétrica com pó de sinterização (PARKER, 1997).

Figura 80 – Interior do precipitador eletrostático antes dos ensaios (a), após ensaio com calcário dolomítico (b) e com pó de sinterização (c).

(a) Antes dos ensaios

(b) Calcário dolomítico

(c) Pó de sinterização



Para a maior parte da faixa de tensão em que havia corrente detectável, os valores do adimensional N_{EHD}/Re^2 foram maiores que 1,00, conforme mostra a Tabela 43, indicando forte influência do campo elétrico sobre o escoamento. As exceções foram as condições de intensidade de campo elétrico abaixo de $4,2 \text{ kV cm}^{-1}$ sem material particulado e abaixo de $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$ com calcário dolomítico, em que N_{EHD}/Re^2 foi menor que 1,00 (PODLIŃSKI et al., 2006; OLIVEIRA; GUERRA, 2018).

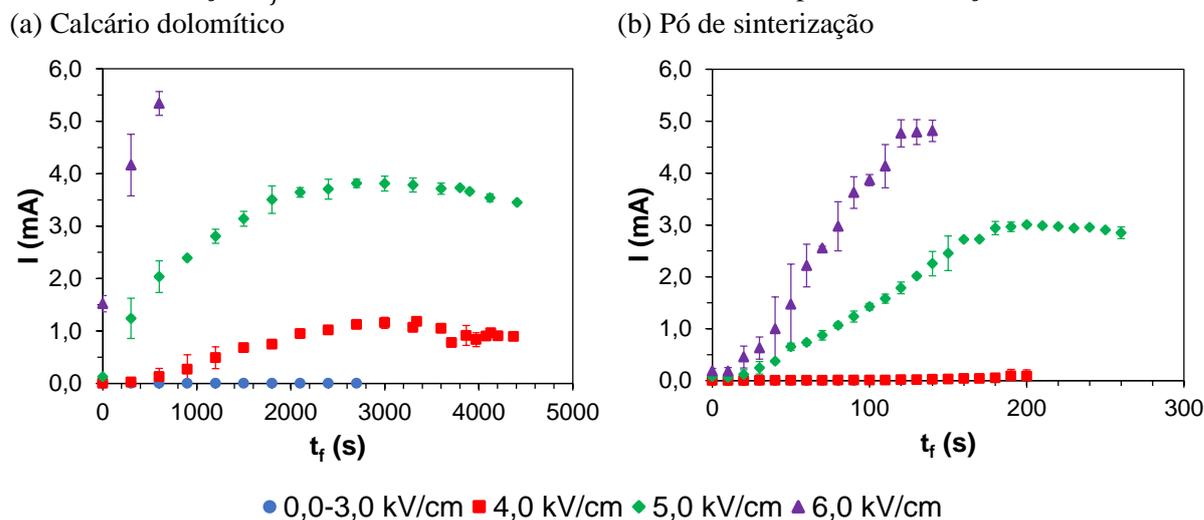
Tabela 43 – Adimensional N_{EHD}/Re^2 para as três condições testadas no precipitador eletrostático.

| Material particulado | $N_{EHD}/Re^2 < 1,00$ | | $N_{EHD}/Re^2 \geq 1,00$ | |
|----------------------|---------------------------------|----------------|---------------------------------|----------------|
| | $E \text{ (kV cm}^{-1}\text{)}$ | N_{EHD}/Re^2 | $E \text{ (kV cm}^{-1}\text{)}$ | N_{EHD}/Re^2 |
| Sem MP | 3,2 – 4,2 | 0,09 – 0,57 | 4,5 – 9,5 | 1,19 – 275,45 |
| Calcário dolomítico | 3,7 – 4,0 | 0,26 – 0,66 | 4,2 – 7,5 | 1,58 – 587,18 |
| Pó de sinterização | - | - | 2,7 – 6,2 | 4,03 – 525,83 |

5.2.2 Corrente elétrica em função do tempo de filtração

Os gráficos de corrente elétrica em função do tempo de filtração para os dois materiais particulados podem ser vistos na Figura 81. Até a intensidade de campo elétrico de $3,0 \text{ kV cm}^{-1}$, não foi detectada corrente elétrica pela fonte de alta tensão. Com campo elétrico em $4,0$ e $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$, houve corrente elétrica detectável e foi possível chegar até o final dos ensaios de filtração, ou seja, os experimentos foram interrompidos apenas quando a queda de pressão através do filtro PE com torta atingiu 1000 Pa acima da queda de pressão inicial do filtro PE. Com campo elétrico em $6,0 \text{ kV cm}^{-1}$, ocorreu o rompimento dielétrico no precipitador, o que fez com que os ensaios fossem interrompidos de forma precoce.

Figura 81 – Corrente elétrica, I , gerada no interior do precipitador eletrostático em função do tempo de filtração, t_f , nos ensaios com calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b).



Para todas as intensidades de campo elétrico, os primeiros valores de corrente elétrica foram baixos. Nas condições de campo elétrico acima de $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$ para o calcário dolomítico e acima de $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$ para o pó de sinterização, as correntes elétricas aumentaram à medida que os ensaios avançaram no tempo, até se estabilizarem. Com campo elétrico em $6,0 \text{ kV cm}^{-1}$, o rompimento dielétrico ocorreu antes que a corrente se estabilizasse, no caso do calcário dolomítico, e poucos segundos após a estabilização, no caso do pó de sinterização.

Esse comportamento é explicado pela ionização reversa, que ocorreu devido à alta resistividade elétrica de ambos os pós. De acordo com Parker (1997), o fenômeno da ionização reversa é favorecido pelo aumento de espessura da camada de pó. Ao passo que o ensaio avançava, mais partículas eram coletadas pelo precipitador, fazendo com que a espessura da camada de pó sobre as placas coletoras aumentasse. Assim, o fenômeno foi se intensificando, o que provocou aumento da corrente elétrica gerada no interior do precipitador. Após certo tempo, a camada de pó começou a prejudicar o campo elétrico gerado entre os eletrodos de descarga e as placas coletoras, reduzindo a eficiência do precipitador. Dessa forma, as partículas deixaram de ser coletadas, e a espessura da camada de pó parou de aumentar. Consequentemente, os valores de corrente elétrica se estabilizaram.

Conforme discutido no subtópico 5.2.1, a diferença de tamanho entre os dois materiais particulados fez com que parcelas muito diferentes de cada material se depositasse por ação gravitacional ao longo das tubulações e na base do precipitador eletrostático. O pó de sinterização, menor que o calcário dolomítico, depositou-se menos na linha. Consequentemente, nos ensaios com pó de sinterização, a espessura da camada de pó nas placas do precipitador aumentou de forma mais rápida, fazendo com que a corrente elétrica também aumentasse rapidamente. Por outro lado, como o calcário dolomítico apresentava diâmetro maior, a camada de pó formada por esse pó teve maior espessura, e, por isso, para um mesmo valor de intensidade de campo elétrico, a corrente elétrica se estabilizou em valores maiores que os observados nos ensaios com pó de sinterização.

A Figura 82 apresenta fotos do interior do precipitador eletrostático após ensaios realizados com calcário dolomítico e intensidade do campo elétrico em $0,0$, $3,0$, $4,0$ e $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$. Nas fotos (a–d), é possível ver as duas placas do precipitador, e nas fotos (e–h), a placa coletora da esquerda pode ser vista com maiores detalhes. Com campo elétrico em $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$, as placas aparecem praticamente limpas, com pouco pó depositado em suas superfícies. Situação bem diferente das placas do precipitador energizado com intensidades de campo

elétrico de 4,0 e 5,0 kV cm^{-1} , que apresentaram camadas uniformes de calcário. À intensidade de campo elétrico de 3,0 kV cm^{-1} , houve certa deposição por precipitação eletrostática, cobrindo parte das placas coletoras, porém não ocorreu a formação de camadas uniformes de pó. Essa condição indicou a iminência da descarga corona, em concordância com as curvas corrente-tensão da Figura 79, porém com campo elétrico muito incipiente para que houvesse uma precipitação eletrostática consistente.

Figura 82 – Interior do precipitador eletrostático após ensaios com calcário dolomítico e intensidade do campo elétrico em 0,0 (a, e), 3,0 (b, f), 4,0 (c, g) e 5,0 (d, h) kV cm^{-1} .

(a) 0,0 kV cm^{-1} (b) 3,0 kV cm^{-1} (c) 4,0 kV cm^{-1} (d) 5,0 kV cm^{-1}



(e) 0,0 kV cm^{-1} (f) 3,0 kV cm^{-1} (g) 4,0 kV cm^{-1} (h) 5,0 kV cm^{-1}



Com base no exposto neste e no precedente subtópico, foram selecionadas três condições de intensidade de campo elétrico para a realização dos ensaios completos de filtração: 0,0, 4,0 e 5,0 kV cm⁻¹. A condição de 0,0 kV cm⁻¹ foi definida de modo a avaliar a filtração sem a presença de campo elétrico, ou seja, sem energização das partículas presentes no aerossol e sem precipitação eletrostática nas placas do precipitador. As condições de 4,0 e 5,0 kV cm⁻¹ foram selecionadas para que fosse possível conduzir os ensaios até o fim, isto é, até que a queda de pressão através do filtro PE e da torta atingisse 1000 Pa acima da queda de pressão inicial, sem que ocorresse rompimento dielétrico e desligamento da fonte de alta tensão. Campos elétricos abaixo de 3,0 kV cm⁻¹ foram descartados por não provocarem precipitações eletrostáticas uniformes sobre as placas coletoras.

5.2.3 Eficiência de coleta

As porcentagens de massa de pó retida pelo precipitador eletrostático, pelo filtro PE e pelo filtro absoluto em relação à massa total alimentada ao sistema estão na Figura 83. Nos ensaios com os dois materiais particulados, com campo elétrico em 0,0 kV cm⁻¹, ou seja, sem aplicação de tensão, não houve coleta de pó pelas placas do precipitador eletrostático. Com campo elétrico em 4,0 kV cm⁻¹, aproximadamente metade da massa de pó alimentada ficou retida nas placas do precipitador. O aumento da intensidade do campo elétrico para 5,0 kV cm⁻¹ fez com que a concentração de íons aumentasse, intensificando o carregamento elétrico das partículas. Dessa forma, mais partículas foram desviadas das linhas de fluxo do escoamento em direção às placas do precipitador, onde foram coletadas. Resultados semelhantes foram encontrados no trabalho de Long; Yao (2012), em que foi realizada a modelagem e simulação de um filtro híbrido, nos ensaios experimentais em um filtro híbrido em escala de bancada, reportados por Feng; Long; Yu (2016), e no tópico 5.1 deste trabalho, que tratou da filtração híbrida de nanopartículas.

Com campo elétrico em 0,0 kV cm⁻¹, praticamente toda a massa de pó alimentada ao sistema foi retida pelo filtro PE. Com aplicação de tensão no precipitador, o filtro PE continuou retendo as partículas com eficiências próximas a 100 %, ou seja, quase toda a parcela de pó que passou pelo precipitador sem ser coletada foi retida pelo filtro PE. Nas três condições de intensidade de campo elétrico, apenas uma porcentagem ínfima dos pós passou pelo filtro PE, sendo retida no filtro absoluto. A Tabela 44 apresenta as eficiências gravimétricas do precipitador eletrostático, η_{ESP} , do filtro PE, η_F , e a eficiência do filtro híbrido, η_{HF} , calculadas de acordo com as Equações 79–81.

Figura 83 – Porcentagem de massa de pó retida pelo precipitador eletrostático, pelo filtro PE e pelo filtro absoluto nos ensaios com calcário dolomítico (a) e com pó de sinterização (b), desconsiderando a perda de pó na linha por ação gravitacional.

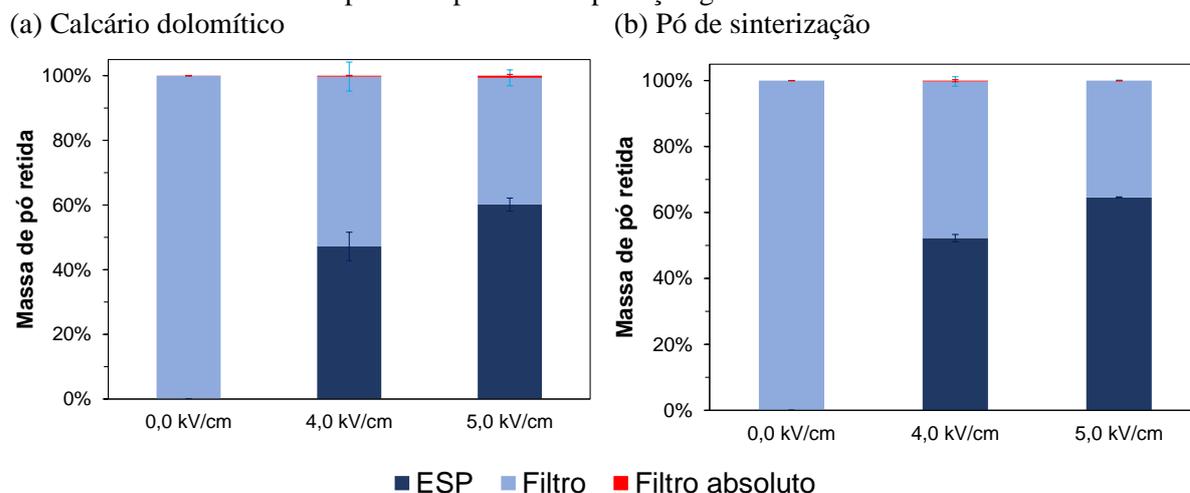


Tabela 44 – Eficiência gravimétrica do precipitador eletrostático, η_{ESP} , do filtro PE, η_F , e do filtro híbrido, η_{HF} .

| Material particulado | E (kV cm ⁻¹) | η_{ESP} (%) | η_F (%) | η_{HF} (%) |
|----------------------|----------------------------|------------------|---------------|-----------------|
| Calcário dolomítico | 0,0 | 0,00 ± 0,00 | 99,94 ± 0,09 | 99,94 ± 0,09 |
| | 4,0 | 47,19 ± 4,41 | 99,48 ± 0,22 | 99,73 ± 0,10 |
| | 5,0 | 60,13 ± 2,02 | 98,32 ± 1,20 | 99,34 ± 0,44 |
| Pó de sinterização | 0,0 | 0,00 ± 0,00 | 100,00 ± 0,00 | 100,00 ± 0,00 |
| | 4,0 | 52,23 ± 1,10 | 99,48 ± 0,74 | 99,76 ± 0,35 |
| | 5,0 | 64,57 ± 0,16 | 100,00 ± 0,00 | 100,00 ± 0,00 |

Tanto nos ensaios com calcário dolomítico como com pó de sinterização, a intensidade de campo elétrico influenciou de maneira significativa a eficiência de coleta do precipitador eletrostático. No caso do calcário dolomítico, os três resultados de eficiência de coleta no precipitador foram diferentes entre si, com P-valor de $9,811 \cdot 10^{-7}$. As três eficiências do precipitador nos ensaios com pó de sinterização também foram diferentes entre si, com P-valor de $4,294 \cdot 10^{-6}$. Na comparação das três médias de eficiência do filtro PE com calcário dolomítico, a eficiência obtida com campo elétrico de $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$ foi estatisticamente diferente da média a $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$, com P-valor de $4,973 \cdot 10^{-2}$. Entretanto, os valores foram muito próximos, e a diferença pode ter sido causada meramente por imprecisões associadas ao método de medição. O campo elétrico não teve influência significativa sobre as eficiências do filtro PE nos ensaios com pó de sinterização, nem nas eficiências do filtro híbrido com qualquer um dos pós. Nesses casos, os resultados de P-valor foram maiores que 0,05, e os três valores de eficiências de cada bloco foram estatisticamente iguais entre si.

Mesmo sem tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático, a eficiência do filtro PE já foi muito próxima a 100 % para os dois materiais particulados, não havendo margem para aumentos. Conforme discutido no subtópico 4.2.7, onde estão os resultados da caracterização do filtro PE com relação à coleta de micropartículas, a eficiência de coleta a partir da queda de pressão de $(\Delta P_0 + 100)$ Pa, ou seja, logo a partir do início da formação da torta, foi de 100 % para quase toda a faixa de diâmetros avaliada, de 0,5–8,0 μm . Apenas partículas muito pequenas, com diâmetros menores que 1,0 μm , não foram coletadas com eficiência máxima no filtro. Das distribuições granulométricas volumétricas dos materiais particulados (subtópico 4.1.2), é possível verificar que menos de 10 % das partículas de calcário dolomítico e menos de 30 % das partículas de pó de sinterização apresentavam diâmetros abaixo de 1,0 μm . Além disso, tais partículas possuem massa muito pequena. Como as eficiências descritas neste subtópico foram determinadas pelo método gravimétrico, ou seja, por aferição da massa dos componentes antes e após os ensaios de filtração, partículas muito finas exerceram pouca ou nenhuma influência sobre os resultados. Assim, o aumento de tensão elétrica aplicada ao precipitador não teve influência sobre a eficiência de coleta no filtro PE do sistema híbrido.

Este resultado difere do que foi observado no trabalho de Feng; Long; Yu (2016) e nos resultados da filtração híbrida de nanopartículas descritos no tópico 5.1, nos quais o aumento de tensão elétrica aplicada ao precipitador eletrostático provocou aumentos na eficiência de coleta no filtro do sistema híbrido. O motivo para essa diferença está na faixa de diâmetros das partículas e no método utilizado para aferir a eficiência de coleta. Feng; Long; Yu (2016) avaliaram a eficiência de coleta de partículas com diâmetros na faixa de 0,5–2,5 μm , e o tópico 5.1 deste trabalho, partículas na faixa de 0,01–0,3 μm . Nos dois casos, havia uma parcela considerável de partículas com diâmetros na faixa em que tanto o mecanismo de coleta difusional como os mecanismos de interceptação direta e impactação inercial são pouco eficazes, o que fazia com que a eficiência de coleta por mecanismos mecânicos fosse baixa, abrindo margem para melhorias pelo mecanismo de atração eletrostática. Além disso, o método utilizado por Feng; Long; Yu (2016) e no tópico 5.1 deste trabalho foi a contagem de partículas por faixa de diâmetro, resultando em eficiências de coleta fracionárias, em que até mesmo partículas extremamente finas podem exercer grande influência.

Com relação à influência do material particulado utilizado sobre a eficiência de coleta do precipitador, do filtro PE e sobre a eficiência do filtro híbrido, os resultados de P-valor foram maiores que 0,05 para todas as comparações entre médias realizadas. Ou seja, a

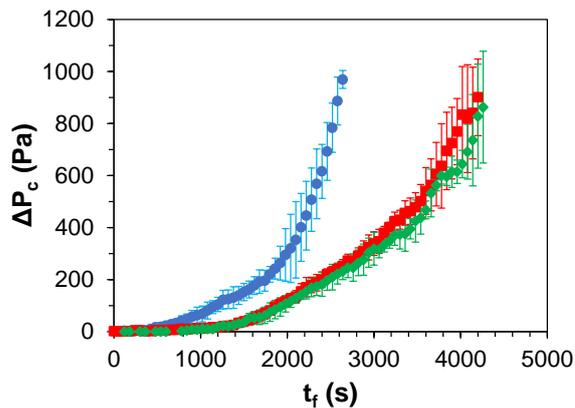
utilização de calcário ou de pó de sinterização nos ensaios gerou resultados de eficiência estatisticamente iguais em cada um dos componentes do sistema híbrido, bem como no sistema como um todo.

5.2.4 Queda de pressão

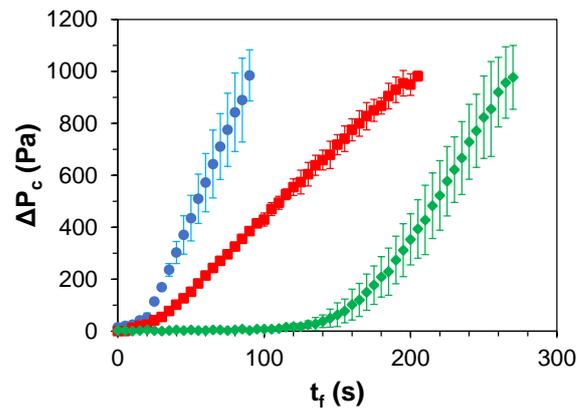
Os gráficos de queda de pressão em função do tempo de filtração são apresentados na Figura 84. Os tempos totais de filtração, ou seja, os tempos transcorridos até que a queda de pressão através do filtro PE e da torta atingisse 1000 Pa acima da queda de pressão inicial do filtro PE, estão na Tabela 45. Assim como observado nos trabalhos de Gutiérrez Ortiz et al. (2007) e Long; Yao (2012), maiores tensões elétricas provocaram menores taxas de aumento da queda de pressão através do filtro. Este resultado está relacionado à influência significativa da tensão elétrica na eficiência de coleta do precipitador eletrostático, discutida no subtópico 5.2.3. Maiores tensões promoveram maiores coletas de material particulado pelas placas do precipitador e, conseqüentemente, fizeram com que concentrações menores de partículas chegassem ao filtro. Dessa forma, a queda de pressão aumentou de forma mais lenta.

Figura 84 – Queda de pressão devida à deposição de partículas no meio filtrante, ΔP_c , em função do tempo de filtração, t_f , nos ensaios com calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b).

(a) Calcário dolomítico



(b) Pó de sinterização



● 0,0 kV/cm ■ 4,0 kV/cm ◆ 5,0 kV/cm

A análise de variâncias (ANOVA) e o teste Tukey mostraram que o campo elétrico teve influência significativa sobre o tempo total de filtração, com P-valor igual a $1,939 \cdot 10^{-4}$ no caso do calcário, e $3,477 \cdot 10^{-3}$ para o pó de sinterização. O tempo de filtração foi menor quando não havia tensão aplicada ao precipitador, ou seja, com campo elétrico em $0,0 \text{ kV cm}^{-1}$. Com intensidade do campo elétrico em $4,0$ e $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$, não houve diferença estatística entre os tempos de filtração de cada um dos pós, mostrando que o incremento de

eficiência de coleta alcançado no precipitador eletrostático com o aumento do campo elétrico de 4,0 para 5,0 kV cm⁻¹ não foi suficiente para que houvesse aumento adicional significativo do tempo de filtração.

Tabela 45 – Tempo total de filtração.

| Material particulado | E (kV cm⁻¹) | t_f (s) |
|-----------------------------|-------------------------------|--------------------------|
| Calcário dolomítico | 0,0 | 2634 ± 43 |
| | 4,0 | 4207 ± 213 |
| | 5,0 | 4434 ± 288 |
| Pó de sinterização | 0,0 | 100 ± 16 |
| | 4,0 | 216 ± 10 |
| | 5,0 | 281 ± 21 |

Comparando os dois pós utilizados, foi nítida a diferença de tempo total de filtração. As partículas de calcário tinham diâmetros maiores que as do pó de sinterização, o que fazia com que uma parcela considerável do calcário alimentado ao sistema se depositasse na base do precipitador eletrostático e nas tubulações do sistema por ação gravitacional, conforme discutido no subtópico 5.2.1. Assim, as concentrações de calcário que atingiam o filtro PE eram menores que as concentrações de pó de sinterização, o que reduzia a taxa de aumento de queda de pressão.

Além disso, o tamanho reduzido do pó de sinterização e sua maior coesividade fizeram com que as tortas formadas por este pó fossem mais compactas, com menores volumes de espaços vazios em relação ao volume total, conforme mostraram os resultados de porosidade discutidos adiante, no subtópico 5.2.7. Tortas mais compactas promovem quedas de pressão maiores, pois dificultam a passagem do fluido.

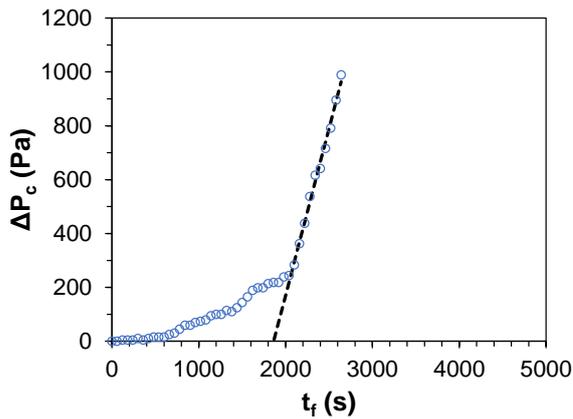
5.2.5 Ponto de colmatação

A Figura 85 mostra a metodologia para determinação do ponto de colmatação aplicada a uma réplica de cada condição experimental, e a Tabela 46 apresenta os valores que resultaram da aplicação dessa metodologia em todas as réplicas. Pela análise de variâncias (ANOVA) em conjunto com o teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, concluiu-se que a intensidade de campo elétrico influenciou significativamente sobre o ponto de colmatação para ambos os pós. No caso do calcário, o P-valor foi de $1,236 \cdot 10^{-4}$, e no caso do pó de sinterização, $2,080 \cdot 10^{-4}$. Nos ensaios com calcário, o ponto de colmatação a 0,0 kV cm⁻¹ foi

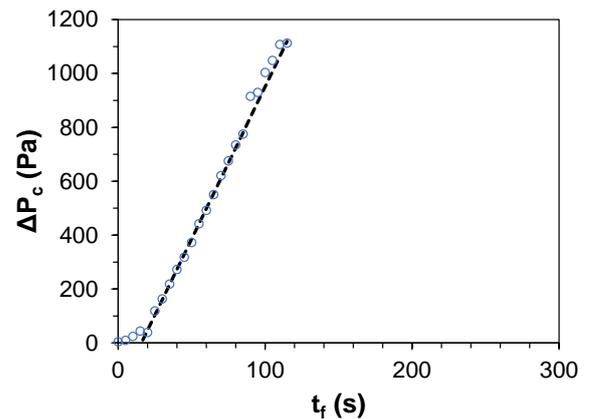
menor que os outros dois valores, a 4,0 e 5,0 kV cm^{-1} , estatisticamente iguais entre si. Nos ensaios com pó de sinterização, os pontos de colmatção a 0,0 e 4,0 kV cm^{-1} foram estatisticamente iguais entre si e menores que o ponto de colmatção a 5,0 kV cm^{-1} .

Figura 85 – Determinação do ponto de colmatção de uma das réplicas de cada condição experimental a partir dos gráficos de queda de pressão, ΔP_c , em função do tempo de filtração, t_f .

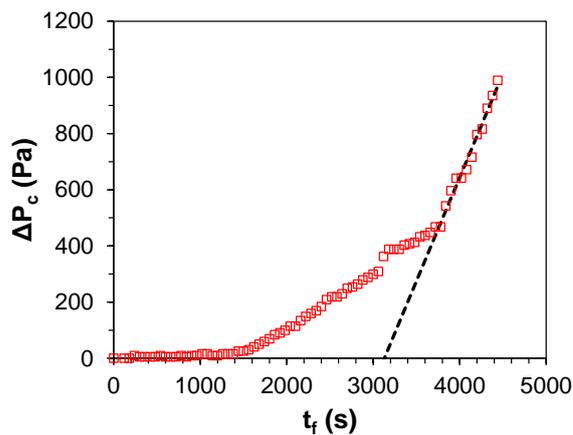
(a) Calcário dolomítico, 0,0 kV cm^{-1}



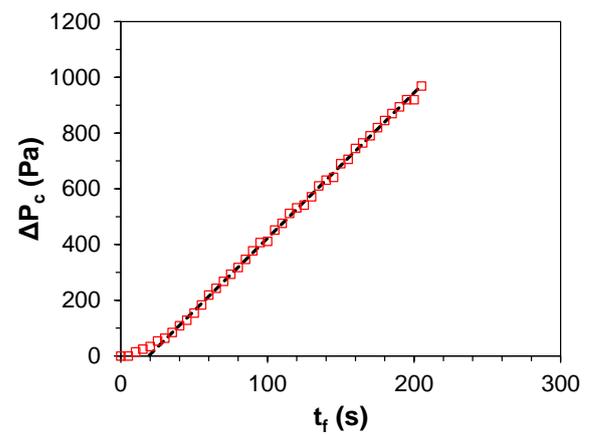
(b) Pó de sinterização, 0,0 kV cm^{-1}



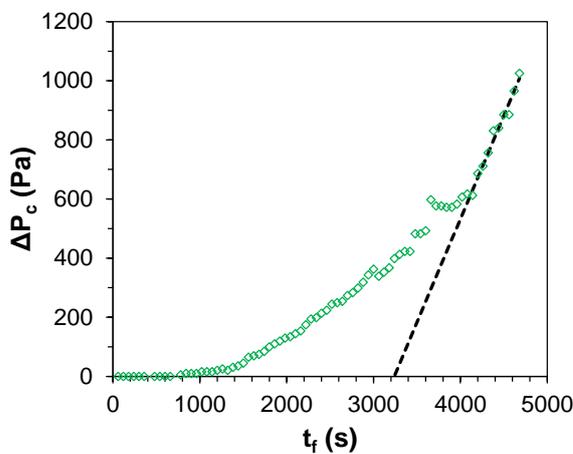
(c) Calcário dolomítico, 4,0 kV cm^{-1}



(d) Pó de sinterização, 4,0 kV cm^{-1}



(e) Calcário dolomítico, 5,0 kV cm^{-1}



(f) Pó de sinterização, 5,0 kV cm^{-1}

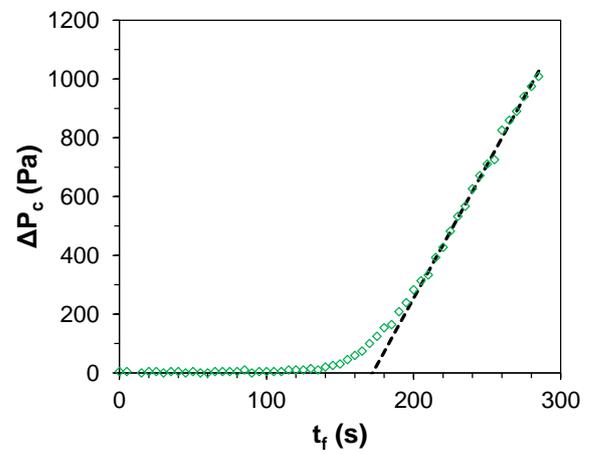


Tabela 46 – Ponto de colmatação do filtro PE.

| Material particulado | E (kV cm⁻¹) | Ponto de colmatação (s) |
|-----------------------------|--|--------------------------------|
| Calcário dolomítico | 0,0 | 1867 ± 168 |
| | 4,0 | 3080 ± 59 |
| | 5,0 | 3367 ± 179 |
| Pó de sinterização | 0,0 | 16 ± 1 |
| | 4,0 | 22 ± 4 |
| | 5,0 | 166 ± 9 |

Conforme já discutido no subtópico 4.2.7, referente à caracterização dos materiais filtrantes em relação à coleta de micropartículas, o menor diâmetro do pó de sinterização facilitou sua penetração por entre as fibras do filtro PE. Devido ao menor tamanho, o pó de sinterização possuía maior área superficial que o calcário, o que facilitou o preenchimento dos poros do tecido. Dessa forma, a colmatação do meio filtrante com pó de sinterização ocorreu nos primeiros segundos dos ensaios. Tendência semelhante foi reportada por Walsh; Stenhouse (1997) e De Melo (2021). Além disso, o pó de sinterização era mais coesivo, o que favoreceu a formação de aglomerados entre as fibras do meio filtrante, contribuindo ainda mais para a colmatação mais rápida. Apenas no nível mais alto de campo elétrico aplicado ao precipitador, de 5,0 kV cm⁻¹, foi possível retardar o preenchimento dos poros do meio filtrante e o início da filtração de superfície. A filtração de profundidade do calcário foi mais longa, devido à menor concentração de pó que chegava ao filtro PE e a menor condição de empacotamento desse pó. A zona de transição entre a filtração de profundidade e a filtração de superfície também foi mais longa e bem definida nos ensaios com calcário.

5.2.6 *Distribuição granulométrica volumétrica*

Os diâmetros volumétricos medianos, $d_{v,0,5}$, das distribuições granulométricas dos materiais coletados na base, nas placas do precipitador eletrostático e na torta após os ensaios de filtração estão na Tabela 47. As amostras de calcário dolomítico coletadas na base do precipitador eletrostático apresentaram diâmetros volumétricos medianos em torno de 70 µm, indicando que apenas partículas grandes se depositaram na linha por ação gravitacional. No caso dos ensaios com pó de sinterização, as quantidades de material depositadas na base do precipitador foram muito pequenas, pelos motivos já discutidos no subtópico 5.2.1, e insuficientes para a realização da análise de distribuição granulométrica.

Tabela 47 – Diâmetros volumétricos medianos ($d_{v,0,5}$) dos materiais amostrados em diferentes locais do sistema híbrido. Os valores faltantes referem-se a condições em que a quantidade de pó foi insuficiente para a realização da análise.

| Material particulado | $d_{v,0,5}$ (μm) | | | | |
|----------------------|-------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| | E (kV cm^{-1}) | Alimentação | Base do ESP | Placas do ESP | Torta |
| Calcário dolomítico | 0,0 | | $71,30 \pm 4,92$ | - | $12,73 \pm 1,17$ |
| | 4,0 | $43,47 \pm 0,20$ | $77,49 \pm 5,35$ | $32,20 \pm 1,88$ | $13,35 \pm 1,01$ |
| | 5,0 | | $70,27 \pm 8,64$ | $28,13 \pm 2,72$ | $12,20 \pm 0,44$ |
| Pó de sinterização | 0,0 | | - | - | $5,01 \pm 0,08$ |
| | 4,0 | $6,48 \pm 0,18$ | - | $6,65 \pm 0,68$ | $3,01 \pm 0,69$ |
| | 5,0 | | - | $5,03 \pm 0,20$ | $2,58 \pm 0,19$ |

Tanto nos ensaios com calcário dolomítico como nos com pó de sinterização, o material coletado por precipitação eletrostática apresentou diâmetros maiores que o coletado pelo filtro PE. Conforme mostraram os resultados das simulações realizadas por Long; Yao (2013) e Tu; Song; Yao (2018) e os resultados experimentais descritos por Liu et al. (2016), partículas menores adquirem baixas cargas elétricas, ficando mais suscetíveis à força de arraste. Partículas maiores, por sua vez, têm maiores probabilidades de serem interceptadas pelos íons presentes no campo elétrico e, dessa forma, adquirem cargas elétricas maiores. Assim, a força elétrica passa a ter influência significativa sobre a trajetória delas, desviando-as das linhas de fluxo do gás e fazendo com que sigam em direção aos eletrodos de coleta.

Por meio da análise de variâncias (ANOVA), juntamente com o teste Tukey, com nível de significância α de 5 %, concluiu-se que houve influência significativa do campo elétrico sobre a granulometria dos pós coletados pelas placas do ESP. Com P-valor de $3,201 \cdot 10^{-4}$ no caso do calcário dolomítico e $2,356 \cdot 10^{-4}$ para o pó de sinterização, os diâmetros volumétricos medianos dos materiais coletados por precipitação eletrostática foram menores com campo elétrico em $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$ que em $4,0 \text{ kV cm}^{-1}$. O aumento da tensão elétrica aplicada ao ESP aumentou a concentração de íons e possibilitou que partículas menores fossem carregadas, intensificando sua coleta pelas placas do ESP.

A intensidade de campo elétrico também teve influência significativa sobre a granulometria das amostras de torta nos ensaios com pó de sinterização, com P-valor igual a $2,753 \cdot 10^{-5}$. A torta formada no filtro PE sem aplicação de tensão no precipitador eletrostático apresentou diâmetro volumétrico mediano maior que as tortas formadas nos ensaios com

campos elétricos em 4,0 e 5,0 kV cm⁻¹. Com aplicação de tensão, houve a coleta preferencial de partículas maiores pelas placas do ESP, e apenas as partículas mais finas chegaram ao filtro PE. O diâmetro volumétrico mediano das amostras de torta variou pouco com o aumento do campo elétrico de 4,0 para 5,0 kV cm⁻¹, não apresentando diferença estatística.

Por outro lado, nos ensaios com calcário dolomítico, não houve influência do campo elétrico sobre a granulometria das tortas. Nesse caso, mesmo sem aplicação de tensão no ESP, apenas a fração mais fina do material particulado chegou a filtro PE, devido à deposição gravitacional na linha de parcela considerável do calcário alimentado ao sistema. Também não foi verificada influência significativa do campo elétrico sobre os diâmetros volumétricos medianos das amostras de calcário coletadas na base do ESP. Em ambos os casos, os três valores de cada bloco foram estatisticamente iguais entre si, com resultados de P-valor maiores que 0,05.

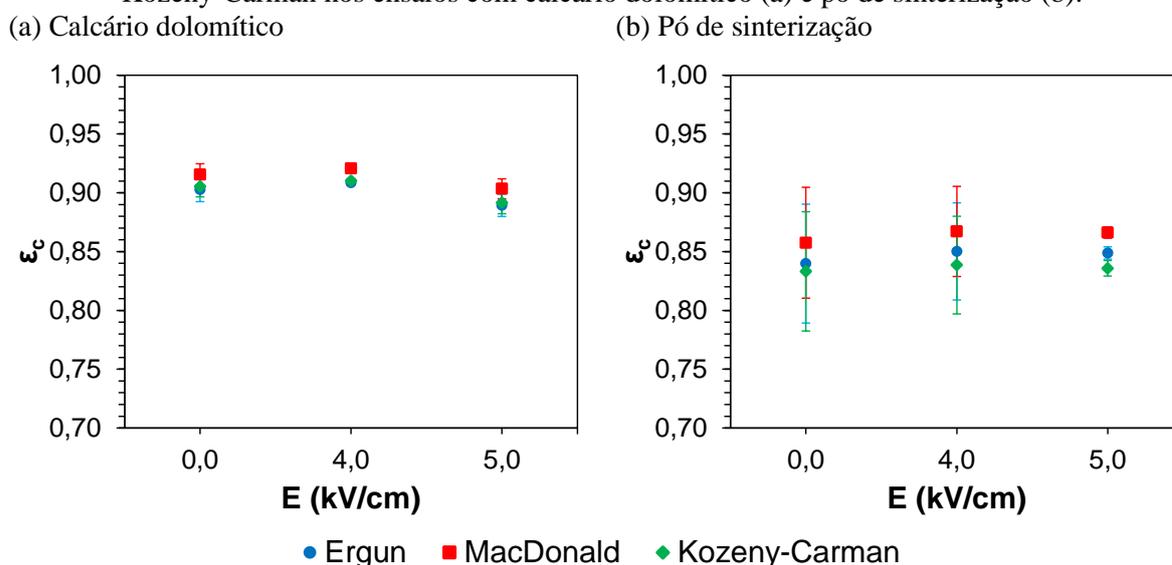
5.2.7 Porosidade da torta

Os valores médios e desvios padrão das porosidades finais das tortas, ε_c , estimadas a partir das Equações de Ergun, MacDonald e Kozeny-Carman (Equações 83–85) para cada ensaio de filtração realizado, são apresentados na Figura 86. A análise de variâncias (ANOVA) e o teste Tukey mostraram que, ao nível de significância α de 5 %, as médias não apresentaram diferença estatística em função da intensidade de campo elétrico, qualquer que fosse a equação utilizada. Tanto para o calcário dolomítico como para o pó de sinterização, os resultados de P-valor foram maiores que 0,5. No caso do calcário dolomítico, conforme discutido no subtópico 5.2.6, não houve alteração significativa na granulometria da torta em função da intensidade de campo elétrico. Dessa forma, não era esperado que a porosidade das tortas sofresse alguma modificação.

Já para o pó de sinterização, apesar de ter ocorrido redução do diâmetro volumétrico mediano das tortas formadas nos ensaios com campo elétrico em 4,0 e 5,0 kV cm⁻¹ em comparação com as tortas dos ensaios sem tensão elétrica, tal redução não foi suficiente para que houvesse maior compactação da torta. Uma possível explicação está no fato de que as partículas que passaram pelo ESP sem serem coletadas carregavam cargas elétricas, as quais contribuíram para a intensificação da formação de dendritos no filtro, que levaram à formação de tortas mais porosas (TU; SONG; YAO, 2016; WANG, 2001). Em condições em que havia aplicação de campo elétrico no ESP, foram observadas sobre as tortas pequenos filetes de pó,

que se projetavam a partir da torta, provavelmente devido à presença de cargas elétricas nas partículas, o que corrobora esta explicação. Tais estruturas estão destacadas nas fotografias da Figura 87.

Figura 86 – Porosidades finais das tortas estimadas a partir das Equações de Ergun, MacDonald e Kozeny-Carman nos ensaios com calcário dolomítico (a) e pó de sinterização (b).

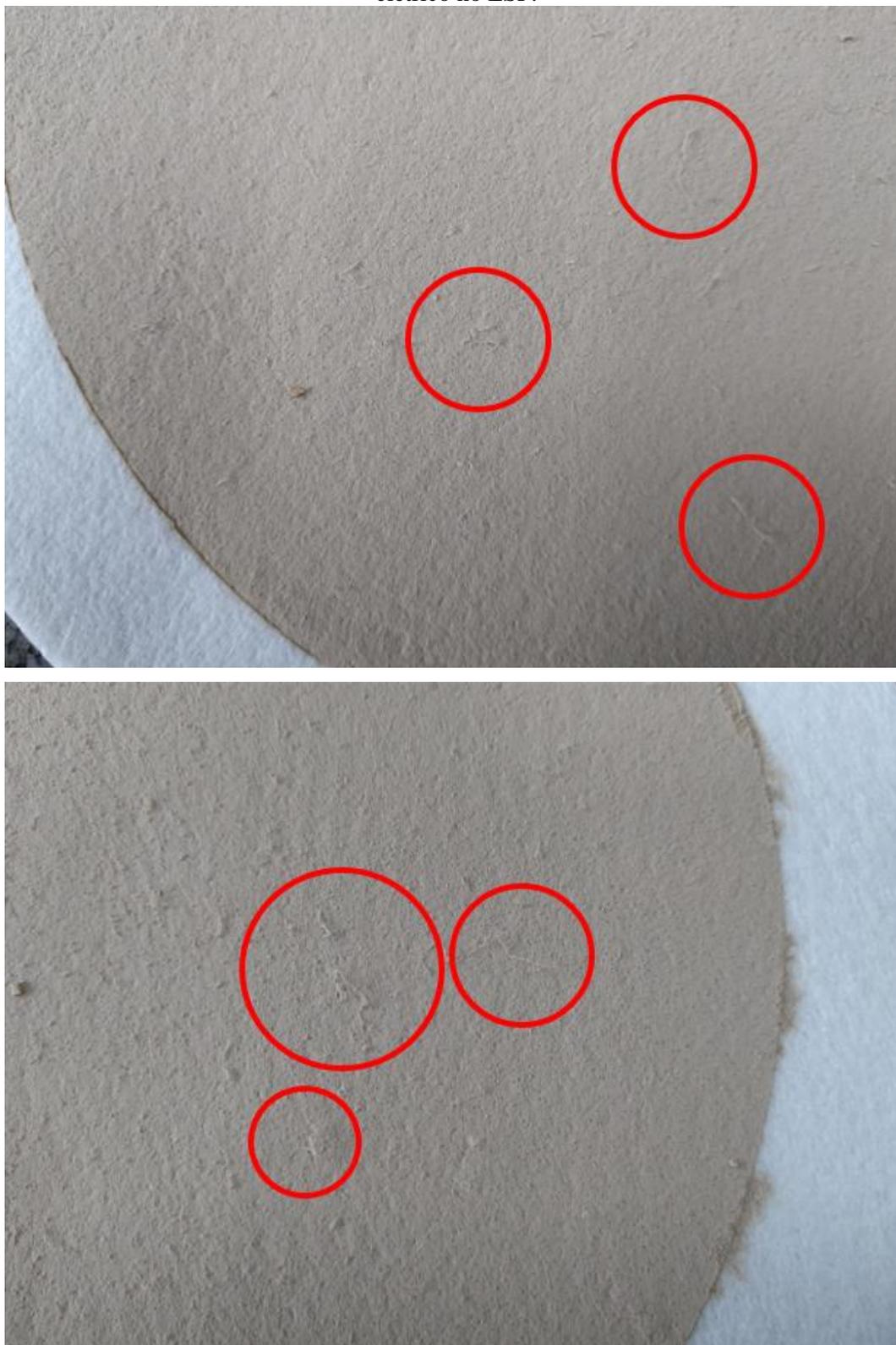


O material particulado, por sua vez, apresentou influência significativa sobre a porosidade da torta. A comparação entre as médias resultou em P-valores de $1,896 \cdot 10^{-3}$, $2,015 \cdot 10^{-3}$ e $3,994 \cdot 10^{-4}$ para as Equações de Ergun, MacDonald e Kozeny-Carman, respectivamente, apontando que as porosidades das tortas de pó de sinterização foram menores que as das tortas de calcário dolomítico. As partículas de pó de sinterização, com diâmetro volumétrico mediano de $6,48 \pm 0,18 \mu\text{m}$, eram menores que as de calcário dolomítico, com diâmetro volumétrico mediano de $43,47 \pm 0,20 \mu\text{m}$, e apresentavam maior coesividade, o que foi determinante para a construção de tortas mais compactadas, com menores volumes de espaços vazios em relação ao volume total, ou seja, com menor porosidade.

Aguiar; Coury (1996) realizaram testes de filtração com calcário em quatro diferentes faixas de tamanho e mostraram que as porosidades das tortas estimadas a partir da correlação de Ergun foram muito similares aos valores obtidos por medições diretas a partir de análise de imagens de microscopia para tortas com espessuras maiores que $250 \mu\text{m}$, mas superiores aos valores experimentais para tortas mais finas. As espessuras das tortas de calcário dolomítico do presente trabalho, estimadas a partir da Equação 82, foram em torno de $1000 \mu\text{m}$. Portanto, possivelmente, as porosidades reais das tortas eram próximas aos valores apresentados na Figura 86. As tortas de pó de sinterização, por sua vez, eram mais finas, com

espessuras em torno de 100 μm . Dessa forma, as porosidades reais das tortas formadas foram, provavelmente, menores que os valores estimados pelas correlações.

Figura 87 – Fotografias das estruturas sobre as tortas, observadas em condições de aplicação de campo elétrico no ESP.



De qualquer forma, para o presente trabalho, mais importante que o valor real da porosidade foi o fato de que a aplicação de tensão no ESP, com conseqüente formação de tortas com granulometria menor, não foi suficiente para reduzir a porosidade da torta de maneira significativa, nem para fazer com que a queda de pressão no filtro aumentasse de forma mais rápida.

5.2.8 Resistência específica da torta

As resistências específicas das tortas de calcário dolomítico e pó de sinterização formadas durante os ensaios estão descritas na Tabela 48. Ao nível de significância α de 5 %, não houve influência da intensidade de campo elétrico sobre este parâmetro, já que as médias não apresentaram diferença estatística. Para os dois materiais particulados, os resultados de P-valor foram maiores que 0,5. O material particulado, por sua vez, apresentou influência significativa sobre a resistência específica da torta, com P-valor igual a $9,393 \cdot 10^{-7}$, tendo as tortas formadas com pó de sinterização resistência superior às das tortas de calcário dolomítico em uma ordem de grandeza. Tal resultado é explicado pelos menores diâmetros das partículas de pó de sinterização e maior coesividade deste pó, resultando em tortas mais compactadas e com resistências maiores.

Tabela 48 – Resistência específica das tortas de calcário dolomítico e pó de sinterização.

| Material particulado | E (kV cm ⁻¹) | K_c (m kg ⁻¹) |
|----------------------|----------------------------|---------------------------------|
| Calcário dolomítico | 0,0 | $(5,38 \pm 0,80) \cdot 10^9$ |
| | 4,0 | $(5,94 \pm 0,81) \cdot 10^9$ |
| | 5,0 | $(6,57 \pm 0,93) \cdot 10^9$ |
| Pó de sinterização | 0,0 | $(4,06 \pm 1,72) \cdot 10^{10}$ |
| | 4,0 | $(5,55 \pm 1,60) \cdot 10^{10}$ |
| | 5,0 | $(6,07 \pm 0,82) \cdot 10^{10}$ |

5.2.9 Considerações finais

Como já era esperado, acréscimos na tensão elétrica aplicada ao filtro híbrido promoveram aumentos na eficiência de coleta no ESP, tanto nos ensaios com calcário dolomítico como com pó de sinterização. À medida que mais partículas eram coletadas no ESP, concentrações menores de material particulado chegavam ao filtro PE, fazendo com que a queda de pressão aumentasse de maneira mais lenta. Em filtros industriais, esse resultado representa uma possível redução na frequência de pulsos para limpeza das mangas, o que reduz o desgaste

físico das mangas, aumenta sua vida útil e, conseqüentemente, reduz os custos com manutenção e substituição de mangas.

Também em concordância com resultados descritos em trabalhos anteriores, foi observada a coleta preferencial de partículas maiores no precipitador eletrostático e partículas mais finas no filtro, o que poderia levar à formação de tortas extremamente compactadas e impermeáveis, aumentando a queda de pressão e a energia necessária para limpeza do filtro. Entretanto, esse fenômeno não foi observado no presente trabalho. Nos ensaios com calcário dolomítico, o aumento na intensidade do campo elétrico não provocou redução no tamanho das partículas que chegaram ao filtro, pois, mesmo sem aplicação de tensão, a deposição de partículas por ação gravitacional ao longo das tubulações e na base do ESP já fazia o papel de coleta preferencial das partículas maiores. Por outro lado, o aumento na intensidade do campo elétrico nos ensaios com pó de sinterização fez reduzir o tamanho das partículas que atingiram o filtro. Entretanto, até o nível máximo de campo elétrico aplicado ao ESP, essa redução não foi suficiente para que a porosidade da torta diminuísse.

Ou seja, para os materiais particulados testados neste trabalho, a evolução da queda de pressão no filtro ao longo da filtração híbrida foi mais lenta quando havia aplicação de tensão no precipitador eletrostático por consequência da menor carga de pó que atinge o filtro, e não por causa de qualquer possível alteração na estrutura das tortas, cujas porosidades se mantiveram constantes. Do ponto de vista industrial, este resultado aponta para a possibilidade de aumento da velocidade superficial de filtração no filtro híbrido em relação ao filtro de mangas convencional, ou seja, para a possibilidade de se trabalhar com número de mangas menor. Vale ressaltar que, no caso do pó de sinterização, a porosidade da torta pode ter se mantido constante devido ao equilíbrio entre a filtração de partículas menores, que levaria à diminuição da porosidade, e à presença de cargas elétricas nas partículas, que promoveria o aumento da porosidade. Portanto, é importante que, no processo industrial, as cargas elétricas das partículas sejam preservadas, por meio da redução de obstáculos e da distância percorrida pelas partículas entre a zona eletrostática e as mangas.

6. CONCLUSÕES

Com relação à filtração híbrida de nanopartículas, foi possível concluir que:

- Nanopartículas que passaram pelo precipitador sem serem coletadas carregavam cargas elétricas. A coleta dessas partículas pelas fibras do filtro instalado a jusante do precipitador foi intensificada pela atuação do mecanismo de atração eletrostática, mais especificamente, pela força de imagem;

- O fator de qualidade do filtro PAN aumentou em 13,6 %, à velocidade superficial de filtração de $1,0 \text{ m min}^{-1}$ e 10,1 % à velocidade de $2,0 \text{ m min}^{-1}$ com aplicação de tensão elétrica no precipitador, em consequência do aumento de eficiência de coleta por atração eletrostática das nanopartículas carregadas que passaram pelo precipitador sem serem coletadas;

- As reduções na penetração de nanopartículas através do filtro PAN a partir da aplicação de tensão elétrica no precipitador foram significativas, embora menores que as observadas em outros trabalhos sobre filtração eletrostaticamente assistida. Os demais trabalhos avaliaram a coleta de partículas maiores, capazes de carregar mais cargas elétricas, e com atuação de forças de Coulomb e dieletroforese, que são mais fortes que a força de imagem;

- Devido à intensificação do mecanismo de atração eletrostática pelas fibras do meio filtrante, as eficiências de coleta obtidas com o filtro híbrido foram além das eficiências que seriam esperadas apenas pela junção em série do precipitador eletrostático e do filtro.

- O planejamento fatorial completo 2^3 realizado para avaliação da filtração híbrida de nanopartículas mostrou-se adequado e permitiu a identificação dos fatores com influência significativa sobre a eficiência de coleta do precipitador, do filtro e do filtro híbrido.

Já para a filtração híbrida de micropartículas, em que foram realizados ensaios com calcário dolomítico e pó de sinterização, concluiu-se que:

- As altas resistividades elétricas de ambos os materiais particulados foram responsáveis por aumentar a corrente elétrica gerada no interior do precipitador eletrostático durante os ensaios de filtração, pelo fenômeno de corona reversa. Dessa forma, o nível máximo de intensidade de campo elétrico possível de ser aplicado nos experimentos foi de $5,0 \text{ kV cm}^{-1}$;

- Além da coleta por precipitação eletrostática e por filtração, o calcário dolomítico foi coletado também por deposição gravitacional ao longo das tubulações do

equipamento e na base do precipitador eletrostático, devido ao maior tamanho de suas partículas em comparação ao pó de sinterização;

- O aumento da tensão elétrica fez aumentar a coleta de partículas pelas placas do precipitador eletrostático, mas, diferentemente do que foi observado nos ensaios com nanopartículas, não teve influência sobre a eficiência de coleta do filtro. Os motivos foram a pequena quantidade de partículas com diâmetro abaixo de 1,0 μm , para as quais o filtro de poliéster não apresentava eficiência de 100 %, e a utilização do método gravimétrico para aferição da eficiência;

- A aplicação de tensão no precipitador eletrostático foi responsável pela redução na taxa de aumento da queda de pressão através do filtro de poliéster e pelo consequente aumento no tempo total de filtração, o que, industrialmente, pode representar uma importante vantagem do filtro híbrido em comparação a filtros de mangas tradicionais. Com aumentos mais lentos de queda de pressão, a frequência de limpeza das mangas pode ser reduzida, diminuindo seu desgaste e aumentando o tempo de vida útil;

- Apesar da coleta preferencial de partículas maiores pelo precipitador eletrostático ter favorecido a formação de tortas com material mais fino nos ensaios com pó de sinterização, não houve maior compactação das tortas. Consequentemente, as vantagens de utilização do filtro híbrido, relacionadas ao aumento mais lento da queda de pressão, foram preservadas.

7. PUBLICAÇÕES

Parte do capítulo 3 (Revisão Bibliográfica), mais especificamente o tópico 3.2 (Estado da arte) foi publicado como artigo de revisão no periódico “*Process Safety and Environmental Protection*” (Figura 88). A aplicação do sistema híbrido para coleta de nanopartículas, cuja metodologia está descrita no tópico 4.3 e cujos resultados estão no tópico 5.1, foi publicada no mesmo periódico (Figura 89). Uma parte dos resultados do tópico 5.1 gerou um trabalho que foi apresentado no congresso internacional FILTECH 2022, no formato de pôster (Figura 90). Parte dos resultados do tópico 5.2 foram apresentados em formato oral no congresso nacional ENEMP 2022 (Figura 91). A aplicação do filtro híbrido para coleta de calcário dolomítico e pó de sinterização (tópicos 4.4 e 5.2) será escrita no formato de artigo científico e submetida para publicação.

Figura 88 – Artigo de revisão publicado (DE CASTRO et al., 2020).



Figura 89 – Artigo publicado sobre aplicação do filtro híbrido para coleta de nanopartículas (DE CASTRO et al., 2021).



Figura 90 – Trabalho apresentado no congresso internacional FILTECH 2022.

FILTECH**Synergistic effect between electrostatic precipitation and fabric filtration of nanoparticles****De Castro, B. J. C. ^a; De Lacerda, C. R. ^a; De Melo, B. R. ^a; Sartim, R. ^{b,c}; Aguiar, M. L. ^{a*}**^a Graduate Program of Chemical Engineering, Federal University of São Carlos, São Carlos, SP, Brazil^b Global R&D Brazil, ArcelorMittal, Serra, ES, Brazil^c Department of Industrial Technology, Federal University of Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil

*mlaguiar@ufscar.com

Figura 91 – Trabalho apresentado no congresso nacional ENEMP 2022.



XL CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS PARTICULADOS
23 a 26 de outubro de 2022
Uberlândia/MG

FILTRAÇÃO HÍBRIDA COMO ALTERNATIVA PROMISSORA PARA CONTROLE DE POLUIÇÃO EM PLANTAS DE SINTERIZAÇÃO

BRUNO J. C. DE CASTRO; BÁRBARA K. S. A. ANDRADE, CAMILA R. DE LACERDA, RAFAEL SARTIM, MÔNICA L. AGUIAR



8. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Determinar a porosidade das tortas formadas com pó de sinterização em ensaios de filtração híbrida por algum método experimental, como por exemplo pelo método direto descrito por Aguiar; Coury (1996), e comparar os resultados com as porosidades estimadas pelas correlações existentes na literatura;

- Avaliar o desempenho da filtração híbrida com pó de sinterização para velocidades superficiais de filtração maiores;

- Avaliar o desempenho da filtração híbrida com pó de sinterização em equipamento que permita a realização de experimentos com velocidades de escoamento no precipitador eletrostático mais próximas dos valores praticados industrialmente, da ordem de $1,5 \text{ m s}^{-1}$;

- Avaliar o desempenho da filtração híbrida com carregamento eletrostático do pó de sinterização e polarização das fibras do meio filtrante com campo elétrico externo;

- Avaliar o desempenho da filtração híbrida para outros processos da indústria siderúrgica, bem como para outras indústrias;

- Avaliar em laboratório outras configurações de filtros híbridos, como aquelas em que os materiais filtrantes ficam localizados entre as placas coletoras do precipitador eletrostático;

- Avaliar o desempenho da filtração híbrida com pó de sinterização em escala piloto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOU-SENNA, H. Congestion pricing strategies to investigate the potential of route diversion on toll facilities using en-route guidance. **Journal of Traffic and Transportation Engineering (English Edition)**, v. 3, n. 1, p. 59–70, 2016.

AGUIAR, M. L.; COURY, J. R. Cake Formation in Fabric Filtration of Gases. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 35, n. 10, p. 3673–3679, 1996.

AILSHIRE, J.; KARRAKER, A.; CLARKE, P. Neighborhood social stressors, fine particulate matter air pollution, and cognitive function among older U.S. adults. **Social Science & Medicine**, v. 172, p. 56–63, 2017.

AL-ATTABI, R.; DUMÉE, L. F.; SCHÜTZ, J. A.; MORSI, Y. Pore engineering towards highly efficient electrospun nanofibrous membranes for aerosol particle removal. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 706–715, 2018.

ALEKSANDROV, V. P.; BARANOVA, R. B.; VALDBERG, A. Y. Filter materials for bag filters with pulsed regeneration. **Chemical and Petroleum Engineering**, v. 46, n. 1–2, p. 33–39, 2010.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM D737 – 18. **Standard Test Methods for Air Permeability of Textile Fabrics**. West Conshohocken, 2018.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM D882 – 18. **Standard Test Methods for Tensile Properties of Thin Plastic Sheeting**. West Conshohocken, 2018.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM D3776/D3776M – 09a (Reapproved 2017). **Standard Test Methods for Mass Per Unit Area (Weight) of Fabric**. West Conshohocken, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM D5035 – 11 (Reapproved 2019). **Standard Test Methods for Breaking Force and Elongation of Textile Fabrics (Strip Method)**. West Conshohocken, 2019.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM E1131 – 20. **Standard Test Methods for Composition Analysis by Thermogravimetry**. West Conshohocken, 2020.

ANDERSLAND, O. B.; LADANYI, B. **Frozen Ground Engineering**. 2nd. ed. John Wiley & Sons, 2004.

ANDRADE, B. K. S. A. **Avaliação do precoating e dos meios filtrantes para filtros de mangas do processo de despoeiramento secundário da aciaria**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

ANTEC. **Plastics: Annual Technical Conference Proceedings**. Society of Plastics Engineers (SPE), 2012.

ARAGON, G.; SANZ, D.; MUGICA, I.; ROJAS, E.; LARRION, M.; RODRIGUEZ MAROTO, J.; RAMOS, R.; ESCALADA, R.; BORJABAD, E.; GUTIERREZ-CANAS, C. Enhanced control of fine particle emissions from waste biomass combustion using a hybrid filter. **Energy and Fuels**, v. 29, n. 4, p. 2358–2371, 2015.

AROUCA, F. O.; FEITOSA, N. R.; COURY, J. R. Effect of sampling in the evaluation of particle size distribution in nanoaerosols. **Powder Technology**, v. 200, n. 1–2, p. 52–59, 2010.

ASM INTERNATIONAL. **Engineered Materials Handbook**. Desk Edition. ASM International, 1995.

BAECK, A. **Hybrid dust particulate collector system**, EP2316576, 28 out. 2009, 04 mai. 2011.

BAUMGARDNER, D.; BRENGUIER, J. L.; BUCHOLTZ, A.; COE, H.; DEMOTT, P.; GARRET, T. J.; GAYET, J. F.; HERMANN, M.; HEYMSFIELD, A.; KOROLEV, A.; KRÄMER, M.; PETZOLD, A.; STRAPP, W.; PILEWSKIE, P.; TAYLOR, J.; TWOHY, C.; WENDISCH, M.; BACHALO, W.; CHUANG, P. Airborne instruments to measure atmospheric aerosol particles, clouds and radiation: A cook's tour of mature and emerging technology. **Atmospheric Research**, v. 102, n. 1–2, p. 10–29, 2011.

BENCSIK, A.; LESTAEVEL, P.; GUSEVA CANU, I. Nano- and neurotoxicology: An emerging discipline. **Progress in Neurobiology**, v. 160, p. 45–63, 2018.

BENSON, S. A.; PAVLISH, J. H.; HOLMES, M. J.; CROCKER, C. R.; GALBREATH, K. C.; ZHAUNG, Y. Mercury control testing in a pulverized lignite-fired system. **Fuel Processing Technology**, v. 90, n. 11, p. 1378–1387, 2009.

- BORTOLASSI, A. C. C.; NAGARAJAN, S.; DE ARAÚJO LIMA, B.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L.; HUON, V.; SOUSSAN, L.; CORNU, D.; MIELE, P.; BECHELANY, M. Efficient nanoparticles removal and bactericidal action of electrospun nanofibers membranes for air filtration. **Materials Science and Engineering: C**, v. 102, n. April, p. 718–729, 2019.
- BORTOLASSI, A. C. C.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. Characterization and evaluate the efficiency of different filter media in removing nanoparticles. **Separation and Purification Technology**, v. 175, p. 79–86, 2017.
- BOX, G. E. P.; HUNTER, J. S.; HUNTER, W. G. **Statistics for Experimenters – Design, Innovation, and Discovery**. 2nd. ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2005.
- BURNETT, R. T.; POPE, C. A.; EZZATI, M.; OLIVES, C.; LIM, S. S.; MEHTA, S.; SHIN, H. H.; SINGH, G.; HUBBELL, B.; BRAUER, M.; ANDERSON, H. R.; SMITH, K. R.; BALMES, J. R.; BRUCE, N. G.; KAN, H.; LADEN, F.; PRÜSS-USTÜN, A.; TURNER, M. C.; GAPSTUR, S. M.; DIVER, W. R.; COHEN, A. An Integrated Risk Function for Estimating the Global Burden of Disease Attributable to Ambient Fine Particulate Matter Exposure. **Environmental Health Perspectives**, v. 122, n. 4, p. 397–403, 2014.
- CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, L.; GONZÁLEZ-MACIEL, A.; MUKHERJEE, P. S.; REYNOSO-ROBLES, R.; PÉREZ-GUILLÉ, B.; GAYOSSO-CHÁVEZ, C.; TORRES-JARDÓN, R.; CROSS, J. V.; AHMED, I. A. M.; KARLOUKOVSKI, V. V.; MAHER, B. A. Combustion- and friction-derived magnetic air pollution nanoparticles in human hearts. **Environmental Research**, v. 176, n. April, p. 108567, 2019.
- CAO, C.; JIANG, W.; WANG, B.; FANG, J.; LANG, J.; TIAN, G.; JIANG, J.; ZHU, T. F. Inhalable microorganisms in Beijing's PM_{2.5} and PM₁₀ pollutants during a severe smog event. **Environmental Science & Technology**, v. 48, p. 1499–1507, 2014.
- CASAZZA, M.; LEGA, M.; LIU, G.; ULGIATI, S.; ENDRENY, T. A. Aerosol pollution, including eroded soils, intensifies cloud growth, precipitation, and soil erosion: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 135–144, 2018.
- CHANG, R. **Compact hybrid particulate collector (COHPAC)**, US5158580, 7 fev. 1991, 27 out. 1992.
- CHENG, Y.-H.; TSAI, C.-J. Factors Influencing Pressure Drop through a Dust Cake during Filtration. **Aerosol Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 315–328, 1998.

CHEREMISINOFF, P. N. **Air pollution control and design for industry**. New York, NY: Marcel Dekker, 1993.

CHOI, D. Y.; JUNG, S-H.; SONG, D. K.; AN, E. J.; PARK, D.; KIM, T-O.; JUNG, J. H.; LEE, H. M. Al-Coated Conductive Fibrous Filter with Low Pressure Drop for Efficient Electrostatic Capture of Ultrafine Particulate Pollutants. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 9, n. 19, p. 16495–16504, 2017.

CHOI, D. Y.; HEO, K. J.; KANG, J.; AN, E. J.; JUNG, S-H.; LEE, B. U.; LEE, H. M.; JUNG, J. H. Washable antimicrobial polyester/aluminum air filter with a high capture efficiency and low pressure drop. **Journal of Hazardous Materials**, v. 351, n. February, p. 29–37, 2018.

CHOI, H. K.; LEE, C.; LEE, H. K.; LEE, S. H. Gaseous mercury removal in a hybrid particulate collector. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 24, n. 2, p. 361–367, 2007.

CHOQUETTE-LABBÉ, M.; SHEWA, W. A.; LALMAN, J. A.; SHANMUGAM, S. R. Photocatalytic Degradation of Phenol and Phenol Derivatives Using a Nano-TiO₂ Catalyst: Integrating Quantitative and Qualitative Factors Using Response Surface Methodology. **Water**, v. 6, n. 6, p. 1785–1806, 2014.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 382, de 26 de dezembro de 2006**. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=510>. Acesso em 15 set. 2022.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 436, de 22 de dezembro de 2011**. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=640>. Acesso em 15 set. 2022.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 491, de 19 de novembro de 2018**. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=766>. Acesso em 15 set. 2022.

CONTRERAS, M. L.; GARCÍA-FRUTOS, F. J.; RAMOS, R.; SANZ, D.; BAHILLO, A. Trace metals removal through a catalytic hybrid filter during cofiring of different biomass waste materials. **Fuel**, v. 150, p. 538–547, 2015.

COURY, J. R. **Electrostatic effects in granular bed filtration of gases**. 1983. Tese (Doutorado em Filosofia) – Universidade de Cambridge, Cambridge, 1983.

DADVAND, P.; FIGUERAS, F.; BASAGAÑA, X.; BEELEN, R.; MARTINEZ, D.; CIRACH, M.; SCHEMBARI, A.; HOEK, G.; BRUNEKREEF, B.; NIEUWENHUIJSEN, M. J. Ambient air pollution and preeclampsia: A spatiotemporal analysis. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 11–12, p. 1365–1371, 2013.

DELTA DUCON. **Filtro de mangas**. Disponível em: < <https://www.deltaducon.com.br/filtrodemangas>>. Acesso em: 05 jun. 2020.

DE CARVALHO, M. V. A. **Avaliação de meios filtrantes para filtros de mangas com sistema de limpeza de jato de ar pulsante do processo de despoeiramento secundário da aciaria de uma indústria siderúrgica**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.

DE CASTRO, B. J. C.; SARTIM, R.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. Hybrid air filters: A review of the main equipment configurations and results. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 144, n. 1, p. 193–207, 2020.

DE CASTRO, B. J. C.; DE LACERDA, C. R.; DE MELO, B. R.; SARTIM, R.; AGUIAR, M. L. Performance assessment of a bench scale hybrid filter in the collection of nanoparticles. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 154, p. 32–42, 2021.

DE MELO, B. R. **Precoating: uma alternativa mais econômica para melhorar a performance dos meios filtrantes em filtros de mangas da indústria siderúrgica**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, 2021.

DOBROWOLSKI, A.; STROB, R.; NIETFELD, J.; PIELOTH, D.; WIGGERS, H.; THOMMES, M. Preparation of spray dried submicron particles: Part B – Particle recovery by electrostatic precipitation. **International Journal of Pharmaceutics**, v. 548, n. 1, p. 237–243, 2018.

DOMAT, M.; KRUIS, F. E.; FERNANDEZ-DIAZ, J. M. Investigations of the effect of electrode gap on the performance of a corona charger having separated corona and charging zones. **Journal of Aerosol Science**, v. 68, p. 1–13, 2014.

DONOVAN, R. P. **Fabric filtration for combustion sources: Fundamentals and basic technology**. New York, New York: Marcel Dekker, Inc., 1985.

ELLENBECKER, M. J.; LEITH, D. The effect of dust retention on pressure drop in a high velocity pulse-jet fabric filter. **Powder Technology**, v. 25, n. 2, p. 147–154, 1980.

ERGUN, S. Fluid Flow Through Packed Columns. **Chemical Engineering Progress**, v. 48, n. 2, p. 89–94, 1952.

FALAGUASTA, M. C. R. **Estudo do desempenho de um precipitador eletrostático operando na captura de partículas submicrométricas e nanométricas**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, 2005.

FARGNOLI, A. G. **Estudo da compressibilidade de tortas de filtração de gases em filtros de tecido**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, 2010.

FENG, Z.; LONG, Z.; MO, J. Experimental and theoretical study of a novel electrostatic enhanced air filter (EEAF) for fine particles. **Journal of Aerosol Science**, v. 102, p. 41–54, 2016.

FENG, Z.; LONG, Z.; YU, T. Filtration characteristics of fibrous filter following an electrostatic precipitator. **Journal of Electrostatics**, v. 83, p. 52–62, 2016.

FERREIRA, S. L. C.; LEMOS, V. A.; DE CARVALHO, V. S.; DA SILVA, E. G. P.; QUEIROZ, A. F. S.; FELIX, C. S. A.; DA SILVA, D. L. F.; DOURADO, G. B.; OLIVEIRA, R. V. Multivariate optimization techniques in analytical chemistry – an overview. **Microchemical Journal**, v. 140, p. 176–182, 2018.

FERREIRA, S. L. C.; SILVA JUNIOR, M. M.; FELIX, C. S. A.; DA SILVA, D. L. F.; SANTOS, A. S.; SANTOS NETO, J. H.; DE SOUZA, C. T.; CRUZ JUNIOR, R. A.; SOUZA, A. S. Multivariate optimization techniques in food analysis – A review. **Food Chemistry**, v. 273, n. December 2017, p. 3–8, 2019.

FILTER MEDIA CONSULTING INC. Concept with a future: COHPAC. **Filtration & Separation**, v. 34, n. 2, p. 137–139, 1997.

FUKUDA, I. M.; PINTO, C. F. F.; MOREIRA, C. S.; SAVIANO, A. M.; LOURENÇO, F. R. Design of Experiments (DoE) applied to Pharmaceutical and Analytical Quality by Design (QbD). **Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 54, p. 1–16, 2018.

GAO, J.; WOODWARD, A.; VARDOULAKIS, S.; KOVATS, S.; WILKINSON, P.; LI, L.; XU, L.; LI, J.; YANG, J.; LI, J.; CAO, L.; LIU, X.; WU, H.; LIU, Q. Haze, public health and mitigation measures in China: A review of the current evidence for further policy response. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 148–157, 2017.

GOLESWORTHY, T. A review of industrial flue gas cleaning. **Filtration & Separation**, v. 36, n. 4, p. 24–26, 1999.

Gore-Tex membrane filters clean exhaust gases. **Membrane Technology**, v. 2002, n. 12, p. 3, 2002.

GUTIÉRREZ ORTIZ, F. J.; NAVARRETE, B.; CAÑADAS, L.; SALVADOR, L. A technical assessment of a particle hybrid collector in a pilot plant. **Chemical Engineering Journal**, v. 127, n. 1–3, p. 131–142, 2007.

HE, M.; ICHINOSE, T.; KOBAYASHI, M.; ARASHIDANI, K.; YOSHIDA, S.; NISHIKAWA, M.; TAKANO, H.; SUN, G.; SHIBAMOTO, T. Differences in allergic inflammatory responses between urban PM_{2.5} and fine particle derived from desert-dust in murine lungs. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 297, p. 41–45, 2016.

HIBBERT, D. B. Experimental design in chromatography: A tutorial review. **Journal of Chromatography B**, v. 910, p. 2–13, 2012.

HINDS, W. C. **Aerosol Technology: Properties, behavior, and measurement of airborne particles**. 2nd. ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 1999.

HUANG, S. H.; CHEN, C. C. Ultrafine aerosol penetration through electrostatic precipitators. **Environmental Science and Technology**, v. 36, n. 21, p. 4625–4632, 2002.

HUTTEN, I. M. **Handbook of nonwoven filter media**. Waltham, MA, USA: Elsevier, 2016.

INSTITUTE OF ELECTRICAL AND ELECTRONICS ENGINEERS - IEEE. Recommended international standard for dimensionless parameters used in electrohydrodynamics. **IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation**, vol. 10, n. 1, p. 3–6, 2003.

INNOCENTINI, M. D. M.; TANABE, E. H.; AGUIAR, M. L.; COURY, J. R. Filtration of gases at high pressures: Permeation behavior of fiber-based media used for natural gas cleaning. **Chemical Engineering Science**, v. 74, p. 38–48, 2012.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 9073:1989. **Textiles – Test methods for nonwovens – Part 3: Determination of tensile strength and elongation**. Switzerland, 1989.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 9237:1999. **Textiles – Determination of permeability of fabrics to air**. Switzerland, 1999.

ITO, L. X.; AGUIAR, M. L. A study of the porosity of gas filtration cakes. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 2, p. 307–315, 2009.

JAWOREK, A.; KRUPA, A.; CZECH, T. Modern electrostatic devices and methods for exhaust gas cleaning: A brief review. **Journal of Electrostatics**, v. 65, n. 3, p. 133–155, 2007.

JAWOREK, A.; SOBCZYK, A. T.; KRUPA, A.; MARCHEWICZ, A.; CZECH, T.; ŚLIWIŃSKI, L. Hybrid electrostatic filtration systems for fly ash particles emission control. A review. **Separation and Purification Technology**, v. 213, n. August 2018, p. 283–302, 2019.

JIANG, T.; HWANG, J.-Y.; SCHLESINGER, M. E.; YUCEL, O.; PADILLA, R.; MACKAY, P. J.; ZHOU, G. **5th International Symposium on High-Temperature Metallurgical Processing**. Proceedings of a symposium held during 143rd Annual Meeting and Exhibition, February 16-20, 2014, San Diego Convention Center, San Diego, California, USA. The Minerals, Metals & Materials Society (TMS), 2014.

JING, H.; HE, S.; OU, Q.; HSIAO, T.-C.; CHEN, D.-R. Development of a Compact Electrostatic Nanoparticle Sampler for Offline Aerosol Characterization. **MAPAN**, v. 28, n. 3, p. 217–226, 2013.

KAHAN, B. C.; TSUI, M.; JAIRATH, V.; SCOTT, A. M.; ALTMAN, D. G.; BELLER, E.; ELBOURNE, D. Reporting of randomized factorial trials was frequently inadequate. **Journal of Clinical Epidemiology**, v. 117, p. 52–59, 2020.

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 2, p. 362–367, 2008.

KAZYUTA, V. I.; SOSONKIN, A. S. Regeneration of Filter Bags. **Steel in Translation**, v. 47, n. 11, p. 756–761, 2017.

KERNER, M.; SCHMIDT, K.; HELLMAN, A.; SCHUMACHER, S.; PITZ, M.; ASBACH, C.; RIPPERGER, ANTONYUK, S. Numerical and experimental study of submicron aerosol

deposition in electret microfiber nonwovens. **Journal of Aerosol Science**, v. 122, n. August 2017, p. 32–44, ago. 2018.

KERNER, M.; SCHMIDT, K.; SCHUMACHER, S.; PUDERBACH, V.; ASBACH, C.; ANTONYUK, S. Evaluation of electrostatic properties of electret filters for aerosol deposition. **Separation and Purification Technology**, v. 239, n. November 2019, p. 116548, maio 2020a.

KERNER, M.; SCHMIDT, K.; SHUMACHER, S.; ASBACH, C.; ANTONYUK, S. Ageing of electret filter media due to deposition of submicron particles – Experimental and numerical investigations. **Separation and Purification Technology**, v. 251, n. May, p. 117299, 2020b.

KIM, K.-H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, v. 74, p. 136–143, 2015.

KNOVEL. **Knovel Critical Tables**. 2nd. ed. Knovel, 2008.

KOEHLER, J. L.; LEITH, D. Model calibration for pressure drop in a pulse-jet cleaned fabric filter. **Atmospheric Environment (1967)**, v. 17, n. 10, p. 1909–1913, 1983.

KRIGMONT, H. V. **Multi-Stage Particulate Matter Collector**, US6524369 B1, 10 set. 2001, 25 fev. 2003.

KRIGMONT, H. V. **Multi-Stage Collector and Method of Operation**, US6932857, 08 set. 2003, 23 ago. 2005.

LELIEVELD, J.; EVANS, J. S.; FNAIS, M.; GIANNADAKI, D.; POZZER, A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. **Nature**, v. 525, n. 7569, p. 367–371, 2015.

LI, C. X.; KUANG, S. Y.; CHEN, Y. H.; WANG, Z. L.; LI, C.; ZHU, G. In Situ Active Poling of Nanofiber Networks for Gigantically Enhanced Particulate Filtration. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 10, n. 29, p. 24332–24338, 2018.

LI, Z.; LIU, Y.; XING, Y.; TRAN, T.-M.-P.; LE, T.-C.; TSAI, C.-J. Novel Wire-on-Plate Electrostatic Precipitator (WOP-EP) for Controlling Fine Particle and Nanoparticle Pollution. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 14, p. 8683–8690, 2015.

LI, X.; GONG, Y. Design of Polymeric Nanofiber Gauze Mask to Prevent Inhaling PM2.5 Particles from Haze Pollution. **Journal of Chemistry**, v. 2015, p. 1–5, 2015.

- LI, W.; SHAO, L.; ZHANG, D.; RO, C.; HU, M.; BI, X.; GENG, H.; MATSUKI, A.; NIU, H.; CHEN, J. A review of single aerosol particle studies in the atmosphere of East Asia: morphology, mixing state, source, and heterogeneous reactions. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 1330–1349, 2016.
- LINDMAN, H. R. **Analysis of Variance in Experimental Design**. New York, NY: Springer New York, 1992.
- LIU, H.; CAO, C.; HUANG, J.; CHEN, Z.; CHEN, G.; LAI, Y. Progress on particulate matter filtration technology: Basic concepts, advanced materials, and performances. **Nanoscale**, v. 12, p. 437–453, 2020.
- LIU, X.; XU, Y.; FAN, B.; LV, C.; XU, M.; PAN, S.; ZHANG, K.; LI, L.; GAO, X. Field Measurements on the Emission and Removal of PM 2.5 from Coal-Fired Power Stations: 2. Studies on Two 135 MW Circulating Fluidized Bed Boilers Respectively Equipped with an Electrostatic Precipitator and a Hybrid Electrostatic Filter Precipitator. **Energy & Fuels**, v. 30, n. 7, p. 5922–5929, 2016.
- LONG, Z.; YAO, Q. Numerical simulation of the flow and the collection mechanism inside a scale hybrid particulate collector. **Powder Technology**, v. 215–216, p. 26–37, 2012.
- LONG, Z.; YAO, Q. Particle deposition in a full scale hybrid electrostatic-filtration collector. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 418, n. 1, p. 012071, 2013.
- LONG, Z.; YAO, Q.; SONG, Q.; LI, S. Three-dimensional simulation of electric field and space charge in the advanced hybrid particulate collector. **Journal of Electrostatics**, v. 67, n. 6, p. 835–843, 2009.
- LOUWIES, T.; PANIS, L. I.; KICINSKI, M.; BOEVER, P. D.; NAWROT, T. S. Retinal microvascular responses to short-term changes in particulate air pollution in healthy adults. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 9, p. 1011–1016, 2013.
- LU, H.-C.; TSAI, C.-J. Influence of Different Cleaning Conditions on Cleaning Performance of Pilot-Scale Pulse-Jet Baghouse. **Journal of Environmental Engineering**, v. 129, n. 9, p. 811–818, 2003.
- LU, J.; REN, X. Analysis and discussion on formation and control of primary particulate matter generated from coal-fired power plants. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 64, n. 12, p. 1342–1351, 2014.

- MACDONALD, I. F.; EL-SAYED, M. S.; MOW, K.; DULLIEN, F. A. L. Flow through Porous Media-the Ergun Equation Revisited. **Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals**, v. 18, n. 3, p. 199–208, 1979.
- MDEGE, N. D.; BRABYN, S.; HEWITT, C.; RICHARDSON, R.; TORGERSON, D. J. The 2 × 2 cluster randomized controlled factorial trial design is mainly used for efficiency and to explore intervention interactions: a systematic review. **Journal of Clinical Epidemiology**, v. 67, n. 10, p. 1083–1092, 2014.
- MENG, X.; ZHANG, Y.; YANG, K.-Q.; YANG, Y.-K.; ZHOU, X.-L. Potential Harmful Effects of PM_{2.5} on Occurrence and Progression of Acute Coronary Syndrome: Epidemiology, Mechanisms, and Prevention Measures. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 8, p. 748, 2016.
- MILLER, S. J. **Advanced hybrid particulate collector and method of operation**, US5938818, 22 ago. 1997, 17 ago. 1999.
- MILLER, S. J. **Advanced hybrid particulate collector and method of operation**, US20020134237, 21 mar. 2001, 26 set. 2002.
- MILLER, S. J.; ZHUANG, Y.; ALMLIE, J. C. **Advanced particulate matter control apparatus and methods**, US20110195002, 11 jun. 2010, 11 ago. 2011.
- MONTGOMERY, A. A.; ASTIN, M. P.; PETERS, T. J. Reporting of factorial trials of complex interventions in community settings: a systematic review. **Trials**, v. 12, n. 1, p. 179, 2011.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 6th. ed. United States of America: Wiley, 2014.
- MORAWSKA, L.; AGRANOVSKI, V.; RISTOVSKI, Z.; JAMRISKA, M. Effect of face velocity and the nature of aerosol on the collection of submicrometer particles by electrostatic precipitator. **Indoor Air**, v. 12, n. 2, p. 129–137, 2002.
- MORRIS, K.; ALLEN, R. W. K. **Gas cleaning in demanding applications**. 1st ed. London: Blackie Academic & Professional, 1997.
- NARENDERAN, S. T.; MEYYANATHAN, S. N.; KARRI, V. V. S. R. Experimental design in pesticide extraction methods: A review. **Food Chemistry**, v. 289, n. November 2018, p. 384–395, 2019.

NEUNDORFER. **Precipitator Internals & Spare Parts**. Disponível em: <<https://www.neundorfer.com/our-capabilities/air-overview/innovative-products/precipitator-internals/>>. Acesso em: 08 mai. 2020.

NOVAES, C. G.; BEZERRA, M. A.; DA SILVA, E. G. P.; SANTOS, A. M. P.; ROMÃO, I. L. da S.; SANTOS NETO, J. H. A review of multivariate designs applied to the optimization of methods based on inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP OES). **Microchemical Journal**, v. 128, p. 331–346, 2016.

NUVOLONE, D.; PETRI, D.; VOLLER, F. The effects of ozone on human health. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 9, p. 8074–8088, 2018.

OLIVEIRA, A. E. **Precipitação Eletrostática de Nanopartículas: Desenvolvimento de Metodologias e Investigações de Fenômenos**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

OLIVEIRA, A. E.; GUERRA, V. G. Influence of particle concentration and residence time on the efficiency of nanoparticulate collection by electrostatic precipitation. **Journal of Electrostatics**, v. 96, n. August, p. 1–9, 2018.

PARK, S.; JOE, Y. H.; SHIM, J.; PARK, H.; SHIN, W. G. Non-uniform filtration velocity of process gas passing through a long bag filter. **Journal of Hazardous Materials**, v. 365, n. July 2018, p. 440–447, 2019.

PARKER, K. **Electrical Operation of Electrostatic Precipitators**. Stevenage, United Kingdom: Institution of Engineering and Technology, 2003.

PARKER, K. R. **Applied Electrostatic Precipitation**. Tullamore, Ireland: Chapman & Hall, 1997.

PEDERSEN, H. V.; POULSEN, K. **Method and plant for dedusting a stream of dust-laden gases in a hybrid filter installation**, WO2011141827, 18 mar. 2011, 17 nov. 2011.

PLAKS, N; SEDMAN, C. B. **Enhancement of electrostatic precipitation with electrostatically augmented fabric filtration**, US5217511, 24 jan. 1992, 8 jun. 1993.

PODLÍŃSKI, J.; DEKOWSKI, J.; MIZERACZYK, J.; BROCILO, D.; CHANG, J.-S. Electrohydrodynamic gas flow in a positive polarity wire-plate electrostatic precipitator and the

related dust particle collection efficiency. **Journal of Electrostatics**, v. 64, n. 3–4, p. 259–262, 2006.

POWER, M. C.; WEISSKOPF, M. G.; ALEXEEFF, B. A. C.; COULL, B. A.; SPIRO III, A.; SCHWARTZ, J. Traffic-Related Air Pollution and Cognitive Function in a Cohort of Older Men. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 5, p. 682–687, 2011.

PURCHAS, D. B.; SUTHERLAND, K. **Handbook of Filter Media**. 2nd. ed. [s.l.] Elsevier Science & Technology Books, 2002.

REMUS, R.; AGUADO MONSONET, M. A.; ROUDIER, S.; SANCHO, L. D. **Best available techniques (BAT) reference document for iron and steel production**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.

RODRIGUES, M. V.; BARROZO, M. A. S.; GONÇALVES, J. A. S.; COURY, J. R. Effect of particle electrostatic charge on aerosol filtration by a fibrous filter. **Powder Technology**, v. 313, p. 323–331, 2017.

SALEEM, M.; KRAMMER, G.; KHAN, R. U.; TAHIR, M. S. Influence of operating parameters on cake formation in pilot scale pulse-jet bag filter. **Powder Technology**, v. 224, p. 28–35, 2012.

SALEEM, M.; KRAMMER, G.; TAHIR, M. S. The effect of operating conditions on resistance parameters of filter media and limestone dust cake for uniformly loaded needle felts in a pilot scale test facility at ambient conditions. **Powder Technology**, v. 228, p. 100–107, 2012.

SANCHEZ, A. L.; HUBBARD, J. A.; DELLINGER, J. G.; SERVANTES, B. L. Experimental Study of Electrostatic Aerosol Filtration at Moderate Filter Face Velocity. **Aerosol Science and Technology**, v. 47, n. 6, p. 606–615, 2013.

SANZ, D.; ROJAS, E.; RODRÍGUEZ-MAROTO, J. J.; RAMOS, R.; BORJABAD, E.; ESCALADA, R.; GARCÍA-ALONSO, S.; GUTIERREZ-CANAS, C.; ARAGON, G.; MUGICA, I.; IBARRA, I.; CELADES, I.; SANFELIX, V. Review of critical parameters in biomass combustion emissions control by means of hybrid filter. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 28, n. 1, 2015.

SCHEUCH, A. **Dust filter with filter sleeve, emission electrode and collecting electrode**, US20030159584, 29 abr. 2003, 28 ago. 2003.

SCHRAUFNAGEL, D. E.; BALMES, J. R.; COWL, C. T.; DE MATTEIS, S.; JUNG, S.-H.; MORTIMER, K.; PEREZ-PADILLA, R.; RICE, M. B.; RIOJAS-RODRIGUEZ, H.; SOOD, A.; THURSTON, G. D.; TO, T.; VANKER, A.; WUEBBLES, D. J. Air Pollution and Noncommunicable Diseases: A Review by the Forum of International Respiratory Societies' Environmental Committee, Part 2: Air Pollution and Organ Systems. **Chest**, v. 155, n. 2, p. 417–426, 2019.

SCOTT, K. **Air and gas filtration and cleaning. In: Handbook of Industrial Membranes.** [s.l.] Elsevier, 1995. p. 309–327.

SEVILLE, J. P. K. **Gas Cleaning in Demanding Applications.** Dordrecht: Springer Netherlands, 1997.

SHI, B.; EKBERG, L. Ionizer Assisted Air Filtration for Collection of Submicron and Ultrafine Particles—Evaluation of Long-Term Performance and Influencing Factors. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 11, p. 6891–6898, 2015.

SHIU, B.-C.; ZHANG, Y.; YUAN, Q.; LIN, J.-H.; LOU, C.-W.; LI, Y. Preparation of Ag@ZIF-8@PP Melt-Blown Nonwoven Fabrics: Air Filter Efficacy and Antibacterial Effect. **Polymers**, v. 13, n. 3773, p. 1-14, 2021.

SILVA, C. R. N.; NEGRINI, V. S.; AGUIAR, M. L.; COURRY, J. R. Influence of gas velocity on cake formation and detachment. **Powder Technology**, v. 101, n. 2, p. 165–172, 1999.

SPARKS, T.; CHASE, G. **Filters and Filtration Handbook.** 6th. ed. Oxford, UK: Butterworth Heinemann, 2016.

SUNG, J.-H.; BACK, S.-K.; JUNG, B.-M.; KANG, Y.-S.; LEE, C.-G.; JANG, H.-N.; SEO, Y.-C. Speciation and capture performance of mercury by a hybrid filter in a coal-fired power plant. **International Journal of Coal Geology**, v. 170, p. 35–40, 2017.

SUNG, J.-H.; BACK, S.-K.; LEE, E.-S.; JANG, H.-N.; SEO, Y.-C.; KANG, Y.-S.; LEE, M.-H. Application of powdered activated carbon coating to fabrics in a hybrid filter to enhance mercury removal. **Journal of Environmental Sciences**, p. 1–8, 2019.

SUNSUNGS. **Electrostatic Precipitator.** Disponível em: <<https://www.sunsungs.com/product/dedusting-series/electrostatic-precipitatore/product94.html>>. Acesso em: 08 mai. 2020.

SUNYER, J.; ESNAOLA, M.; ALVAREZ-PEDREROL, M.; FORNS, J.; RIVAS, I.; LÓPEZ-VICENTE, M.; SUADES-GONZÁLEZ, E.; FORASTER, M.; GARCIA-ESTEBAN, R.; BASAGAÑA, X.; VIANA, M.; CIRACH, M.; MORENO, T.; ALASTUEY, A.; SEBASTIAN-GALLES, N.; NIEUWENHUIJSEN, M.; QUEROL, X. Association between Traffic-Related Air Pollution in Schools and Cognitive Development in Primary School Children: A Prospective Cohort Study. **PLOS Medicine**, v. 12, n. 3, p. e1001792, 2015.

STF. Supremo Tribunal Federal. **Conama deve editar nova resolução sobre qualidade do ar em dois anos, decide STF**. 2022. Disponível em: <<https://portal.stf.jus.br/noticias/verNoticiaDetalhe.asp?idConteudo=486515&ori=1>>. Acesso em: 13 set. 2022.

TAŃSKI, M.; BERENDT, A.; MIZERACZYK, J. Closed SDBD-driven two-stage electrostatic precipitator. **Journal of Cleaner Production**, v. 226, p. 74–84, 2019.

TAYLOR, R. W. **Methods and apparatus for air pollution control**, US20060123986, 10 dez. 2004, 15 jun. 2006.

TELEANU, D. M.; CHIRCOV, C.; GRUMEZESCU, A. M.; VOLCEANOV, A.; TELEANU, R. I. Impact of Nanoparticles on Brain Health: An Up to Date Overview. **Journal of Clinical Medicine**, v. 7, n. 12, p. 490, 2018.

THEODORE, L. **Air pollution control equipment calculations**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2008.

THOMAS, D.; CHARVET, A.; BARDIN-MONNIER, N.; APPERT-COLLIN, J.-C. **Aerosol Filtration**. London: ISTE Press Ltd, 2017.

TIAN, E.; MO, J.; LONG, Z.; LUO, H.; ZHANG, Y. Experimental study of a compact electrostatically assisted air coarse filter for efficient particle removal: Synergistic particle charging and filter polarizing. **Building and Environment**, v. 135, n. February, p. 153–161, 2018.

TIAN, E.; XIA, F.; WU, J.; ZHANG, Y.; LI, J.; WANG, H.; MO, J. Electrostatic Air Filtration by Multifunctional Dielectric Heterocaking Filters with Ultralow Pressure Drop. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 12, n. 26, p. acsami.0c07447, 2020.

TIAN, E.; GAO, Y.; MO, J. Electrostatically assisted air coarse filtration for energy efficient ambient particles removal: Long-term performance in real environment and influencing factors. **Building and Environment**, v. 164, n. August, p. 106348, 2019.

TIAN, E.; MO, J. Toward energy saving and high efficiency through an optimized use of a PET coarse filter: The development of a new electrostatically assisted air filter. **Energy and Buildings**, v. 186, p. 276–283, 2019.

TIAN, E.; MO, J.; LI, X. Electrostatically assisted metal foam coarse filter with small pressure drop for efficient removal of fine particles: Effect of filter medium. **Building and Environment**, v. 144, n. August, p. 419–426, 2018.

TOUTENBURG, H. **Experimental Design and Model Choice**. Heidelberg: Physica-Verlag HD, 1995.

TU, G.; SONG, Q.; YAO, Q. Relationship between particle charge and electrostatic enhancement of filter performance. **Powder Technology**, v. 301, p. 665–673, 2016.

TU, G.; SONG, Q.; YAO, Q. Experimental and numerical study of particle deposition on perforated plates in a hybrid electrostatic filter precipitator. **Powder Technology**, v. 321, p. 143–153, 2017.

TU, G.; SONG, Q.; YAO, Q. Mechanism study of electrostatic precipitation in a compact hybrid particulate collector. **Powder Technology**, v. 328, p. 84–94, 2018.

TURNER, J. H.; MCKENNA, J. D.; MYCOCK, J. C.; NUNN, A. B.; VATAVUK, W. M. Particulate Matter Controls - Baghouses and Filters. In: **EPA Air pollution control cost manual**. North Carolina: United States Environmental Protection Agency, 2002.

ULUSOY, U. Application of ANOVA to image analysis results of talc particles produced by different milling. **Powder Technology**, v. 188, n. 2, p. 133–138, 2008.

VAN ZELM, R.; PREISS, P.; VAN GOETHEM, T.; VAN DINGENEN, R.; HUIJBREGTS, M. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, v. 134, n. x, p. 129–137, 2016.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI). VDI 3926:2004 Part 1. **Testing of cleanable filter media – Standard test for the evaluation of cleanable filter media**. Dusseldorf, 2004.

WALSH, D. C. Recent advances in the understanding of fibrous filter behaviour under solid particle load. **Filtration & Separation**, v. 33, n. 6, p. 501–506, 1996.

WALSH, D. C.; STENHOUSE, J. I. T. The effect of particle size, charge, and composition on the loading characteristics of an electrically active fibrous filter material. **Journal of Aerosol Science**, v. 28, n. 2, p. 307–321, 1997.

WANG, C.-S. Electrostatic forces in fibrous filters—a review. **Powder Technology**, v. 118, n. 1–2, p. 166–170, 2001.

WHO. World Health Organization. **Air pollution**. Geneva: World Health Organization, 2021a. Disponível em: <https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1>. Acesso em: 8 out. 2021a.

WHO. World Health Organization. **WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. Geneva: World Health Organization, 2021b.

WILKER, E. H.; MITTLEMAN, M. A.; COULL, B. A.; GRYPARIS, A.; BOTS, M. L.; SCHWARTZ, J.; SPARROW, D. Long-term exposure to black carbon and carotid intima-media thickness: The normative aging study. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 9, p. 1061–1067, 2013.

WINTERS, J. Twice cleaned: developers of a coal-exhaust filtering system say doubling up gets almost all the dust out, with a smaller bag house. **Mechanical Engineering-CIME**, v. 125, n. 7, p. 56, 2003.

WOODS, D. C.; LEWIS, S. M. Design of Experiments for Screening. In: **Handbook of Uncertainty Quantification**. Cham: Springer International Publishing, 2017.

WORLD STEEL ASSOCIATION. **Global crude steel output decreases by 0.9% in 2020**. Brussels, Belgium: 2021. Disponível em: <<https://www.worldsteel.org/media-centre/press-releases/2021/Global-crude-steel-output-decreases-by-0.9--in-2020.html>>. Acesso em: 6 dez. 2021.

WORLD STEEL ASSOCIATION. **December 2021 crude steel production and 2021 global crude steel production totals**. Brussels, Belgium: 2022. Disponível em: <<https://www.worldsteel.org/media-centre/press-releases/2022/december-2021-crude-steel-production-and-2021-global-totals/>>. Acesso em: 22 out. 2022.

WYPYCH, G. **Knovel Solvents – A Properties Database**. ChemTec Publishing, 2019.

- XU, Q.; XU, Y.; LI, L.; FANG, K. Uniform experimental design in chemometrics. **Journal of Chemometrics**, v. 32, n. 11, p. e3020, 2018.
- YANG, J.; ZHANG, B. Air pollution and healthcare expenditure: Implication for the benefit of air pollution control in China. **Environment International**, v. 120, n. July, p. 443–455, 2018.
- YAO, Q.; LI, S.-Q.; XU, H.-W.; ZHUO, J.-K.; SONG, Q. Reprint of: Studies on formation and control of combustion particulate matter in China: A review. **Energy**, v. 35, n. 11, p. 4480–4493, 2010.
- ZAMANI, S.; NEZAMI, M. T.; HABIBI, D.; KHORSHIDI, M. B. Effect of quantitative and qualitative performance of four canola cultivars (*Brassica napus* L) to salinity conditions. **Advances in Environmental Biology**, v. 4, n. 3, p. 422–427, 2010.
- ZHANG, R.-Y.; HSIEH, G.-W. Electrostatic polyester air filter composed of conductive nanowires and photocatalytic nanoparticles for particulate matter removal and formaldehyde decomposition. **Environmental Science Nano**, v. 7, p. 3746–758, 2020.
- ZHANG, J.-P.; DU, Y.-Y.; WU, H.; LIU, Y.; REN, J.-X.; JI, D.-M. A Numerical Simulation of Diffusion Charging Effect on Collection Efficiency in Wire-Plate Electrostatic Precipitators. **IEEE Transactions on Plasma Science**, v. 39, n. 9, p. 1823–1828, 2011a.
- ZHANG, J.; XU, D.; REN, J.; WU, H.; PAN, W. Modeling and simulation of PM_{2.5} collection efficiency in a wire-plate ESP subjected to magnetic field and diffusion charging. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 34, n. 3, p. 697–702, 2015.
- ZHANG, R.; JING, J.; TAO, J.; HSU, S.-C.; WANG, G.; CAO, J.; LEE, C. S. L.; ZHU, L.; CHEN, Z.; ZHAO, Y.; SHEN, Z. Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} in Beijing: Seasonal perspective. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, p. 7053–7074, 2013.
- ZHANG, Y.; MO, J.; LI, Y.; SUNDELL, J.; WARGOCKI, P.; ZHANG, J.; LITTLE, J. C.; CORSI, R.; DENG, Q.; LEUNG, M. H. K.; FANG, L.; CHEN, W.; LI, J.; SUN, Y. Can commonly-used fan-driven air cleaning technologies improve indoor air quality? A literature review. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 26, p. 4329–4343, 2011b.
- ZHENG, C.; KANAOKA, C. Recent advances in dust collection technology and ISO standardization in bag filtration. **Journal of Zhejiang University-SCIENCE A**, v. 19, n. 1, p. 21–33, 2018.

ZHUANG, Y.; KIM, Y. J.; LEE, T. G.; BISWAS, P. Experimental and theoretical studies of ultra-fine particle behavior in electrostatic precipitators. **Journal of Electrostatics**, v. 48, n. 3–4, p. 245–260, 2000.

ZOGHI, A.; KHOSRAVI-DARANI, K.; OMRI, A. Process Variables and Design of Experiments in Liposome and Nanoliposome Research. **Mini-Reviews in Medicinal Chemistry**, v. 18, n. 4, p. 324–344, 2018.

ZUKERAN, A.; LOOY, P. C.; CHAKRABARTI, A.; BEREZIN, A. A.; JAYARAM, S.; CROSS, J. D.; ITO, T.; CHANG, J.-S. Collection efficiency of ultrafine particles by an electrostatic precipitator under DC and pulse operating modes. **IEEE Transactions on Industry Applications**, v. 35, n. 5, p. 1184–1191, 1999.

ZURAIMI, M. S.; VUOTARI, M.; NILSSON, G.; MAGEE, R.; KEMERY, B.; ALLISTON, C. Impact of dust loading on long term portable air cleaner performance. **Building and Environment**, v. 112, p. 261–269, 2017.

APÊNDICE A

Tabela A1 – Condições experimentais e resultados dos trabalhos sobre filtros híbridos. As informações faltantes não foram informadas pelos autores.

| Trabalho | Equipamento | Precipitador eletrostático / Zona eletrostática | Filtro | Condições do gás | Contaminante de interesse | Principais resultados |
|--|---|---|--|---|---|--|
| Choi et al., 2007 (Experimental) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> bancada <u>Particularidades:</u> os autores não forneceram detalhes da configuração do equipamento. | <u>Tensão elétrica:</u> 25 kV <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletrodos de descarga:</u> - | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> ≈ 25 mmH ₂ O (inicial) e 50 mmH ₂ O (máxima) | <u>Gás:</u> ar com Hg, SO _x , NO _x <u>Vazão:</u> 20 Nm ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> - | <u>Tipo:</u> Mercúrio <u>Concentração:</u> 30 µg m ⁻³ | Com adição de carvão ativado e gases ácidos, foi alcançada eficiência de 63,1 % para remoção de mercúrio, a 130 °C. |
| Gutiérrez Ortiz et al., 2007 (Experimental) | <u>Tipo:</u> COHPAC <u>Escala:</u> piloto <u>Particularidades:</u> 3 campos elétricos independentes em série, 32 mangas. | <u>Tensão elétrica:</u> 78 kV, em média <u>Dimensões das placas:</u> 2,0 x 2,2 m <u>Espaçamento entre placas:</u> 200-500 mm <u>Eletrodos de descarga:</u> 4-12 por passagem de gás (3-7 passagens por campo elétrico) | <u>Meio filtrante:</u> PPS + PTFE <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> Ø 150 mm, comprimento 6 m <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> ≈ 100 mmH ₂ O (inicial) e 200 mmH ₂ O (máxima) | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira a carvão <u>Vazão:</u> 9.000-12.000 m ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> 0,8-1,8 m s ⁻¹ <u>Razão ar-pano:</u> 1,5-7,6 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM – Cinzas volantes <u>Concentração:</u> 7-14 g Nm ⁻³ <u>Densidade:</u> - <u>Ø médio:</u> - | Foram obtidas eficiências de coleta maiores que 99,95 % para PM ₁₀ e 96-98 % para PM _{2,5} . Para coleta de Hg _(g) , foi obtida eficiência de 30 %. |
| Benson et al., 2009 (Experimental) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> piloto <u>Particularidades:</u> 2 placas coletoras nas extremidades, 8 placas coletoras internas perfuradas, 4 fileiras com 8 mangas cada. | <u>Tensão elétrica:</u> 40-60 kV <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletrodos de descarga:</u> 5 fileiras com 5 eletrodos cada | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> 63,5 mmH ₂ O (inicial)* | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira a carvão <u>Vazão:</u> - <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> 3,66 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> Mercúrio <u>Concentração:</u> 7,20 – 13,8 µg Nm ⁻³ | Os adsorventes e aditivos testados, e combinações deles, aumentaram a eficiência de coleta de Hg _(g) . |

| | | | | | | |
|---|---|---|--|---|--|---|
| Long et al., 2009 (Modelagem e Simulação) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> bancada <u>Particularidades:</u> 3 placas (superior, intermediária perfurada e inferior). Placa inferior simulava a superfície da manga filtrante. | <u>Tensão elétrica:</u> até 45 kV <u>Dimensões das placas:</u> 420 x 96 mm <u>Espaçamento entre placas:</u> 140 mm (superior-intermediária) e 70 mm (intermediária-inferior) <u>Eletrodos de descarga:</u> 1 | O meio filtrante não foi modelado. | A alimentação de gás não foi simulada. | Não foram utilizadas partículas na simulação. | A placa perfurada mostrou-se um bom escudo para a manga filtrante, prevenindo possíveis desgastes provocados pela exposição ao campo elétrico. |
| Long; Yao, 2012 (Modelagem e Simulação) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> bancada <u>Particularidades:</u> 3 placas (superior, intermediária perfurada e inferior). Placa inferior simulava a superfície da manga filtrante. | <u>Tensão elétrica:</u> até 40 kV <u>Dimensões das placas:</u> 420 x 96 mm <u>Espaçamento entre placas:</u> 140 mm (superior-intermediária) e 70 mm (intermediária-inferior) <u>Eletrodos de descarga:</u> 1 | <u>Meio filtrante:</u> membrana <u>Formato:</u> plano <u>Dimensões:</u> 420 x 96 mm <u>Espessura:</u> 1,5 mm <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> 267,3 Pa (inicial) e \approx 750 Pa (máxima) | <u>Gás:</u> gás de combustão <u>Vazão:</u> 8,7 m ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> 3,6 m min ⁻¹ <u>Razão ar-pano:</u> 3,6 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM – Cinzas volantes <u>Concentração:</u> 32 g/m ³ <u>Densidade:</u> - <u>Ø médio:</u> 7,29 μ m (aerodinâmico) | Aumento da tensão elétrica causou aumento da eficiência de coleta na zona eletrostática e diminuição da queda de pressão no meio filtrante. |
| Long; Yao, 2013 (Modelagem e Simulação) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> industrial <u>Particularidades:</u> 2 placas coletoras nas extremidades, 8 placas coletoras internas perfuradas, 4 fileiras com 8 mangas cada. | <u>Tensão elétrica:</u> 60 kV <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletrodos de descarga:</u> 5 fileiras com 5 eletrodos cada | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> 1,5 mm <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> - | <u>Gás:</u> - <u>Vazão:</u> não se aplica (domínio bidimensional) <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> - | <u>Tipo:</u> PM (o tipo não foi especificado) <u>Concentração:</u> não se aplica (domínio bidimensional) <u>Densidade:</u> 2.610 kg m ⁻³ <u>Ø médio:</u> 0,01-10,0 μ m | Foram obtidas eficiências de coleta na zona eletrostática iguais a \approx 45 % para partículas de 0,01 μ m e \approx 70 % para partículas de 10 μ m. |

| | | | | | | |
|--|---|---|--|--|---|--|
| Aragon et al., 2015 (Experimental) | <u>Tipo:</u> COHPAC <u>Escala:</u> piloto <u>Particularidades:</u> 8 fileiras com 3 mangas cada. | <u>Tensão elétrica:</u> 15 e 20 kV <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletrodos de descarga:</u> - | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> - | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira de biomassa <u>Vazão:</u> 1.100-1.250 Nm ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> 0,6-0,7 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM – Cinzas volantes; metais pesados <u>Concentração:</u> PM: 54,1-662,1 mg Nm ⁻³ <u>Densidade:</u> - <u>Ø médio:</u> a distribuição variou de acordo com o combustível utilizado. | Eficiências altas para todas as condições testadas, geralmente acima de 99 % (70 nm – 10 µm). Maiores concentrações de Cd, Cu e Pb no material coletado pelas mangas em comparação ao ESP. |
| Contreras et al., 2015 (Experimental) | <u>Tipo:</u> COHPAC <u>Escala:</u> piloto <u>Particularidades:</u> os autores não forneceram detalhes da configuração do equipamento. | <u>Tensão elétrica:</u> - <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletrodos de descarga:</u> - | <u>Meio filtrante:</u> feltro + PTFE <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> - | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira de biomassa <u>Vazão:</u> 1.000 Nm ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> - | <u>Tipo:</u> Metais pesados <u>Concentração:</u> O metal presente em maior concentração para os dois combustíveis testados foi Cu – 70,11 e 154,76 µg Nm ⁻³ (base seca). | Metais mais voláteis tendem a aderir ao material particulado mais fino, coletado preferencialmente nas mangas. Eficiências: 40-60 % (Hg e Se); 50-70 % (Cd); 80-90 % (Sb e Zn). |
| Feng; Long; Yu, 2016 (Experimental) | <u>Tipo:</u> COHPAC <u>Escala:</u> bancada <u>Particularidades:</u> 2 placas coletoras nas extremidades, 2 placas coletoras internas, filtro disposto verticalmente após ESP. | <u>Tensão elétrica:</u> até 10 kV <u>Dimensões das placas:</u> 200 x 500 mm <u>Espaçamento entre placas:</u> 66,7 mm <u>Eletrodos de descarga:</u> 3 fileiras com 5 eletrodos cada | <u>Meio filtrante:</u> PE / PP + fibra de vidro <u>Formato:</u> plano <u>Dimensões:</u> 200 x 200 mm <u>Espessura:</u> 0,4 mm / 2 mm <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> 8 Pa / 38 Pa (inicial) | <u>Gás:</u> ar <u>Vazão:</u> 14,4 m ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> 0,1 m s ⁻¹ <u>Razão ar-pano:</u> 0,1 m s ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM – Dioctilftalato <u>Concentração:</u> - <u>Densidade:</u> - <u>Ø médio:</u> - | O carregamento eletrostático do material particulado melhorou a performance não só da zona eletrostática, mas também da filtração. |

| | | | | | | |
|--|--|---|---|---|--|---|
| Liu et al., 2016 (Experimental) | <u>Tipo:</u> COHPAC <u>Escala:</u> industrial <u>Particularidades:</u> 2 campos elétricos independentes, 2 <i>baghouses</i> . | <u>Tensão elétrica:</u> - <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletrodos de descarga:</u> - | <u>Meio filtrante:</u> PPS + PTFE <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> - | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira a carvão <u>Vazão:</u> 920.000 m ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> 0,96 m s ⁻¹ <u>Razão ar-pano:</u> 1,2 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM – Cinzas volantes <u>Concentração:</u> 299,22 mg Nm ⁻³ (PM _{2,5}) <u>Densidade:</u> - <u>Ø médio:</u> - | O filtro híbrido apresentou eficiência de 99,96 % para PM _{2,5} . |
| Tu; Song; Yao, 2017 (Experimental, Modelagem e Simulação) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> bancada <u>Particularidades:</u> 2 placas coletoras perfuradas, filtro disposto verticalmente após ESP. | <u>Tensão elétrica:</u> 20 kV <u>Dimensões das placas:</u> 300 x 120 mm <u>Espaçamento entre placas:</u> 120 mm <u>Eletrodos de descarga:</u> 2 | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> plano <u>Dimensões:</u> 300 x 120 mm <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> 200 Pa | <u>Gás:</u> ar <u>Vazão:</u> 144 L min ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> 2 m min ⁻¹ <u>Razão ar-pano:</u> 2 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM – Cinzas volantes <u>Concentração:</u> 10 g m ⁻³ <u>Densidade:</u> - <u>Ø médio:</u> 1,26 e 3,71 µm (Sauter) | O formato, tamanho e arranjo das aberturas da placa perfurada não teve influência considerável sobre a eficiência total de coleta. |
| Tu; Song; Yao, 2018 (Modelagem e Simulação) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> industrial <u>Particularidades:</u> 1 placa coletora perfurada, 18 mangas. | <u>Tensão elétrica:</u> 70 kV <u>Dimensões das placas:</u> comprimento 2 m <u>Espaçamento entre placas:</u> apenas 1 placa foi modelada. <u>Eletrodos de descarga:</u> 5 | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> Ø 200 mm <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> 900 Pa | <u>Gás:</u> ar <u>Vazão:</u> não se aplica (domínio bidimensional) <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> 1 m s ⁻¹ <u>Razão ar-pano:</u> 1,06 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> PM (o tipo não foi especificado) <u>Concentração:</u> não se aplica (domínio bidimensional) <u>Densidade:</u> 2.000 kg m ⁻³ <u>Ø médio:</u> 1 e 10 µm | Carga elétrica das partículas aumenta gradualmente até atingir valor constante. Partículas maiores são coletadas preferencialmente na zona eletrostática. |
| Sung et al., 2017 (Experimental) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> piloto <u>Particularidades:</u> 4 câmaras com 120 mangas cada, | <u>Tensão elétrica:</u> - <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - | <u>Meio filtrante:</u> - <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira a carvão <u>Vazão:</u> 240.000 m ³ h ⁻¹ | <u>Tipo:</u> Mercúrio <u>Concentração:</u> 2,25-6,66 µg m ⁻³ | O filtro híbrido apresentou eficiência de 66,2 % para mercúrio e 99,2 % para |

| | | | | | | |
|---|--|--|--|--|--|---|
| | alocadas entre as placas perfuradas. | <u>Eletródos de descarga:</u> - | <u>Queda de pressão:</u> 100 mmH ₂ O (máxima) | <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> - | | material particulado fino. |
| Sung et al., 2019 (Experimental) | <u>Tipo:</u> AHPC <u>Escala:</u> piloto <u>Particularidades:</u> 4 câmaras com 120 mangas cada, alocadas entre as placas perfuradas. | <u>Tensão elétrica:</u> - <u>Dimensões das placas:</u> - <u>Espaçamento entre placas:</u> - <u>Eletródos de descarga:</u> - | <u>Meio filtrante:</u> PTFE + fibra de vidro <u>Formato:</u> mangas <u>Dimensões:</u> - <u>Espessura:</u> - <u>Permeabilidade:</u> - <u>Queda de pressão:</u> - | <u>Gás:</u> gás de combustão de caldeira a carvão <u>Vazão:</u> 240.000 m ³ h ⁻¹ <u>Velocidade na zona eletrostática:</u> - <u>Razão ar-pano:</u> 1 m min ⁻¹ | <u>Tipo:</u> Mercúrio <u>Concentração:</u> 1,97 (Hg ⁰), 20,37 (Hg ²⁺), 0,04 (Hg ^p) µg m ⁻³ | Utilizando carvão ativado em pó, foi alcançada eficiência de 79,79 % para mercúrio. |

*Informação não presente no artigo, foi obtida em contato com o autor correspondente.

APÊNDICE B

Código carregado à placa Arduino para utilização do sensor de pressão diferencial NXP MPXV7002DP

```

void setup() {

Serial.begin(9600); // Inicia a porta serial, configura a taxa de dados para 9600 bps

}

void loop() {

int raw = analogRead(A0); // Lê o valor do pino analógico A0 da placa Arduino, onde está
conectado o sensor de pressão diferencial.

float Vs=4.91; // Tensão de alimentação do sensor de pressão diferencial, medido com
multímetro digital.

float voltage= raw*0.0048828125; // Transforma da escala 0-1024 para a escala 0-5 V, pois
5/1024 = 0.0048828125

float pressure= (5*voltage/Vs-2.73); // Equação disponível no manual do sensor. Converte a
“voltage”, medida na escala 0-5 V, em “pressure”, em kPa. O valor do coeficiente linear foi
ajustado na calibração do sensor.

float pmmca= pressure*101.97162; // Transforma a unidade de kPa para mmca

Serial.print(" P1 is "); // Inicia a transcrição da medida

Serial.print(pmmca, 1); // Imprime a medida com uma casa decimal

Serial.println(" mmca "); // Imprime a unidade

delay(1000); // Repete o código a 1000 ms (1 s)

}

```