

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

**MEIOS FILTRANTES PARA AR DE ALTA EFICIÊNCIA OBTIDOS POR
ELETROFIAÇÃO USANDO POLIESTIRENO EXPANDIDO RECICLADO**

Felipe de Aquino Lima

São Carlos/SP

2025

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

**MEIOS FILTRANTES PARA AR DE ALTA EFICIÊNCIA OBTIDOS POR
ELETROFIAÇÃO USANDO POLIESTIRENO EXPANDIDO RECICLADO**

Felipe de Aquino Lima

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

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Vádila Giovana Guerra Béttega

São Carlos/SP

2025



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 Felipe de Aquino Lima, realizada em 21/02/2025.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Vádila Giovana Guerra Béttega (UFSCar)

Prof. Dr. Daniel Souza Correa (EMBRAPA)

Prof. Dr. Eduardo Hiromitsu Tanabe (UFSCar)

Prof. Dr. Wanderley Pereira Oliveira (USP)

Profa. Dra. Mônica Lopes Aguiar (UFSCar)

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

*“A menos que modifiquemos a nossa
maneira de pensar, não seremos
capazes de resolver os problemas
causados pela forma como nos
acostumamos a ver o mundo”*

(Albert Einstein)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que me deu força e resignação para passar por todos os obstáculos.

À minha família, pois não poderia ter chegado aonde cheguei sem o apoio de vocês. Em especial, aos meus pais, José e Sônia, minha irmã Débora e minha avó Nair. Muito obrigado por todo o suporte, pelos conselhos, por acreditar em mim e por fazerem o possível e o impossível para que eu alcançasse esse sonho. Essa conquista também é de vocês! Ao meu sobrinho/afilhado Heitor e minha sobrinha Alice, espero contribuir para um mundo melhor para vocês!

À professora Vádila Giovana Guerra Béttega, pelo exemplo de pessoa e profissional, que garantiu todo o suporte e orientação durante a execução desse trabalho, além de todos os ensinamentos que me fizeram crescer profissionalmente. À professora Mônica Lopes Aguiar por todo o apoio, por dividir seu conhecimento e trazer o desejo que ele se multiplicasse. Agradeço aos servidores técnico-administrativos do DEQ e da UFSCar, em especial ao Marcos, técnico dos laboratórios do Controle Ambiental, que sempre se prontificou a me ajudar a solucionar problemas e sanar minhas dúvidas.

Aos meus amigos de Samonte, sou grato por todos os momentos bons que passamos e por me mostrarem que a amizade é muito maior que qualquer distância e diferença. Aos meus amigos de São Carlos pelo companheirismo e pela grande amizade que construímos, obrigado por todo apoio, suporte e momentos incríveis. Aos amigos do Controle Ambiental, pelo companheirismo diário, por todo aprendizado e por me ajudarem em todos os momentos que precisei.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e Processo 88887.604897/2021-00. Também agradeço ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA/DEQ/UFSCar), Laboratório de Caracterização Estrutural (LCE/DEMa/UFSCar) e Centro de Caracterização e Desenvolvimento de Materiais (CCDM, DEMa, UFSCar) pelo uso das instalações e equipamentos.

RESUMO

O aumento da geração de resíduos de poliestireno (PS) impulsiona a busca por formas eficientes de reaproveitamento. Uma alternativa promissora é sua reutilização na produção de meios filtrantes por eletrofiação, unindo a mitigação da poluição do ar ao aproveitamento de um resíduo, ampliando a sustentabilidade do processo. Logo, este trabalho propõe um método rápido (5 minutos) de eletrofiação de PS para obtenção de filtros destinados à remoção de nano e micropartículas do ar. Avaliou-se estatisticamente a influência da concentração da solução polimérica (5 a 25%), porcentagem de DL-limoneno (10 a 50%), voltagem (15 a 25 kV) e vazão de injeção (0,4 a 1,2 mL/h) na eficiência de coleta, permeabilidade ao ar e diâmetro das fibras. Buscando maior resistência mecânica, foram desenvolvidos meios filtrantes com fibras de PS e PET por três métodos (camada tripla e uso de duas agulhas com soluções separadas, dispostas no mesmo lado ou em lados opostos do coletor rotativo). Nessa etapa, variou-se a quantidade de PET para analisar o impacto no módulo de elasticidade, tensão máxima e deformação na ruptura. Para aumentar a aplicabilidade, fibras de PS foram trituradas para produzir nanofibras curtas e desenvolver suspensões em álcool isopropílico, álcool etílico, água e suas misturas. As suspensões com álcool isopropílico foram depositadas em doze substratos diferentes (desde materiais comuns até filtros de baixa eficiência) por filtração a vácuo e por pulverização, sendo avaliadas quanto à coleta de micro e nanopartículas. A condição otimizada para a eficiência de coleta de nanopartículas: 13,5% de PS, 50% de DL-limoneno, 25 kV e 1,2 mL/h, resultando em eficiência de $99,97 \pm 0,01\%$, permeabilidade de $2,6 \pm 0,5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, diâmetro médio de $708 \pm 176 \text{ nm}$ e fator de qualidade de $0,19 \text{ Pa}^{-1}$. O DL-limoneno, um solvente natural, mostrou-se vantajoso, aumentando estatisticamente a eficiência de coleta de nanopartículas e reduzindo o diâmetro das fibras. A presença de PET elevou a resistência mecânica dos materiais, sendo o arranjo com agulhas em lados opostos o que apresentou melhor desempenho. Por mais que a eficiência tenha caído para cerca de 95%, o aumento da tensão máxima e deformação na ruptura, em relação as membranas apenas com PS, foram de até 16 vezes para ambos os parâmetros. Embora o álcool etílico tenha gerado superfícies mais regulares, o álcool isopropílico proporcionou maiores eficiências. A deposição de nanofibras curtas aumentou a eficiência de substratos a níveis próximos aos de filtros HEPA da classe H13. A pulverização foi o método mais eficaz, com eficiências até 2% superiores e quedas de pressão normalizadas ($\Delta P/L$) geralmente até 3,2 vezes menores. A espuma FS-15P Agulhado se destacou, com $\Delta P/L$ cerca de 75,6 vezes menor e eficiência para nano e micropartículas com diferença inferior a 1% em relação ao filtro HEPA H13. Além do desempenho técnico, o método de pulverização oferece vantagens práticas em termos de aplicabilidade e facilidade de manuseio, especialmente quando comparado às nanofibras contínuas obtidas por eletrofiação. Essa abordagem amplia o potencial de uso por operadores não especializados e favorece a viabilidade comercial das suspensões de nanofibras. Esses resultados reforçam o potencial do poliestireno reciclado como uma matéria-prima promissora para o desenvolvimento de meios filtrantes sustentáveis e eficientes, voltados ao controle da poluição atmosférica.

Palavras-chave: eletrofiação, filtração de ar, nanofibras, reciclagem, poliestireno, poluição atmosférica.

ABSTRACT

The increasing generation of polystyrene (PS) waste has driven the search for efficient reuse strategies. A promising alternative lies in its reutilization to produce filter media via electrospinning, combining air pollution mitigation with waste recovery and enhancing the sustainability of the process. Therefore, this study proposes a rapid electrospinning method (5 minutes) for producing PS-based filters aimed at the removal of nano- and microparticles from the air. A statistical evaluation was conducted to investigate the influence of polymer solution concentration (5–25%), percentage of DL-limonene (10–50%), applied voltage (15–25 kV), and injection flow rate (0.4–1.2 mL/h) on particle collection efficiency, air permeability, and fiber diameter. To improve mechanical strength, PS/PET hybrid filters were developed using three different methods: a trilayer arrangement and dual-needle setups with separate solutions injected either from the same side or from opposite sides of a rotating collector. In this stage, the PET content was varied to assess its effect on elastic modulus, maximum tensile strength, and elongation at break. To enhance applicability, PS fibers were mechanically processed into short nanofibers to formulate suspensions in isopropyl alcohol, ethanol, water, and their mixtures. Suspensions in isopropyl alcohol were deposited onto twelve different substrates—including common materials and low-efficiency filters—using vacuum filtration and spray deposition, and subsequently evaluated for their micro- and nanoparticle collection performance. The optimal condition for nanoparticle collection was achieved with 13.5% PS, 50% DL-limonene, 25 kV, and 1.2 mL/h, resulting in a collection efficiency of $99.97 \pm 0.01\%$, air permeability of $2.6 \pm 0.5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, mean fiber diameter of $708 \pm 176 \text{ nm}$, and a quality factor of 0.19 Pa^{-1} . DL-limonene, a natural solvent, proved advantageous by significantly enhancing collection efficiency and reducing fiber diameter. Incorporation of PET increased the mechanical strength of the filters, with the configuration using opposite arranged needles showing the best performance. Although the collection efficiency dropped to approximately 95%, both the tensile strength and elongation at break increased by up to 16-fold compared to PS-only filters. While ethanol-based suspensions produced more uniform membrane surfaces, isopropyl alcohol yielded higher filtration efficiencies. The deposition of short nanofibers substantially improved the filtration efficiency of various substrates, achieving performance levels comparable to HEPA H13 filters. Among the tested methods, spray deposition was the most effective, providing up to 2% higher collection efficiencies and normalized pressure drops ($\Delta P/L$) up to 3.2 times lower. The FS-15P Needle-Punched foam stood out, exhibiting a $\Delta P/L$ approximately 75.6 times lower and collection efficiencies for both nano- and microparticles within 1% of the HEPA H13 standard. Beyond its technical performance, the spray method offers practical advantages in terms of applicability and ease of handling, particularly when compared to continuous electrospun nanofibers. This approach facilitates broader use by non-specialized operators and supports the commercial viability of nanofiber suspensions. Overall, the findings highlight the potential of recycled polystyrene as a promising raw material for the development of efficient and sustainable filter media for atmospheric pollution control.

Keywords: electrospinning, air filtration, nanofibers, recycling, polystyrene, air pollution.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	21
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	25
2.1. Filtração de Ar.....	25
2.1.1. Processo de filtração	27
2.1.2. Estudos envolvendo o uso de filtros e membranas na coleta de partículas	31
2.1.2.1. Avaliações de diferentes meios filtrantes e condições operacionais	32
2.1.2.2. Revestimentos, pré-revestimentos e outros tratamentos de superfície	34
2.1.2.3. Filtros de eletreto e filtração eletrostática.....	35
2.1.2.4. Desenvolvimento de meios filtrantes com nanofibras.....	37
2.1.3. Considerações sobre a filtração de ar	41
2.2. Eletrofiação	42
2.2.1. Processo de eletrofiação	43
2.2.2. Estudos envolvendo o uso de eletrofiação para produção de nanofibras	47
2.2.2.1. Uso de coletores de placas planas e cilindros rotativos.....	47
2.2.3. Polímeros reciclados utilizados nos processos de eletrofiação	49
2.2.4. Poliestireno	55
2.2.5. Nanofibras curtas.....	58
2.2.6. Considerações sobre a eletrofiação	60
3. OBJETIVOS.....	61
3.1. Objetivo geral.....	61
3.2. Objetivos específicos.....	61
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	62
4.1. Materiais.....	62
4.2. Reciclagem do poliestireno expandido	62
4.3. Processo de eletrofiação	63

4.3.1.	Substrato	64
4.3.2.	Coletores.....	64
4.4.	Testes de filtração de nanopartículas e permeabilidade	65
4.4.1.	Distribuições granulométricas de nanopartículas na entrada do filtro	67
4.5.	Testes de filtração de micropartículas	68
4.5.1.	Distribuições granulométricas de micropartículas na entrada do filtro.....	70
4.6.	Planejamento de experimentos para produção de fibras com poliestireno reciclado.....	72
4.7.	Meios filtrantes eletrofiados com nanofibras de PET e PS reciclados.....	74
4.8.	Produção de suspensões de nanofibras curtas	77
4.9.	Aplicação de nanofibras curtas em diferentes substratos.....	79
4.10.	Caracterização dos materiais	81
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	82
5.1.	Avaliação multifatorial do processo de eletrofiação do poliestireno expandido reciclado para confecção de membranas para filtração de nanopartículas do ar.....	82
5.1.1.	Avaliação do diâmetro das fibras.....	82
5.1.2.	Avaliação da morfologia das fibras	92
5.1.3.	Avaliação da eficiência de coleta de nanopartículas	95
5.1.4.	Avaliação da permeabilidade ao ar.....	106
5.1.5.	Caracterização dos materiais	106
5.2.	Produção de meios filtrantes com fibras de PS e PET eletrofiados	115
5.2.1.	Uso do método de produção de meios filtrantes de camada tripla (PET/PS/PET)	115
5.2.2.	Uso do método de produção de meios filtrantes por agulhas dispostas no mesmo lado do coletor	121
5.2.3.	Uso do método de produção de meios filtrantes por agulhas dispostas em lados opostos	128

5.2.4.	Caracterização das membranas.....	132
5.3.	Produção de nanofibras curtas de poliestireno reciclado para aprimorar a eficiência de diferentes substratos.....	137
5.3.1.	Avaliação da estabilidade das soluções dispersante e efeito na coleta de partículas	137
5.3.2.	Aplicação de nanofibras curtas em diferentes substratos	144
6.	CONCLUSÕES.....	157
7.	SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....	159
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	160

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Coleta de partículas pelos mecanismos de difusão browniana, interceptação, impactação, gravitacionais e eletrostáticos.....	28
Figura 2. a) Curvas de eficiência de coleta dos efeitos combinados dos mecanismos de captura de partículas e da eficiência total; b) Eficiência total para duas velocidades faciais diferentes. Foram utilizados valores de $u_0 = 1$ cm/s, $u_1 = 10$ cm/s e diâmetro médio da fibra de 2 μ m. ...	29
Figura 3. Esquema do processo de eletrofiação.	43
Figura 4. Formação de <i>beads</i> nas fibras eletrofiadas utilizando uma concentração de 10% de poliestireno, voltagem aplicada de 25 kV e vazão de injeção de 0,8 mL/h.....	44
Figura 5. Eletrofiação e tipos de coletores: (a) placa plana; (b) tambores rotativos.	48
Figura 6. Fórmula química do poliestireno.	55
Figura 7. Grânulos obtidos pelo processo de reciclagem do poliestireno expandido.....	63
Figura 8. Representação do aparato experimental do processo de eletrofiação onde: 1) bomba de infusão; 2) seringa e agulha; 3) placa coletora; 4) fonte de alta tensão.	63
Figura 9. Microscopia óptica com ampliação de 5x dos substratos utilizados para deposição das fibras onde: (a) tela de cobre; (b) tela de alumínio. (c) Imagem da tela de celulose.....	64
Figura 10. Coletores utilizados no processo de eletrofiação onde: (a) placa plana; (b) tambor rotativo; (c) tambor rotativo com movimento horizontal.	65
Figura 11. Representação esquemática da unidade experimental de filtração de nanopartículas onde: 1) compressor; 2) sistema de purificação de ar; 3) gerador de nanopartículas; 4) secador por difusão; 5) neutralizador de aerossol (Kr-85); 6) filtro de ar; 7) manômetro digital; 8) medidor de vazão; 9) higrômetro digital; 10) válvula de três vias; 11) neutralizador de aerossol (Am-241); 12) classificador eletrostático; 13) contador de partículas; 14) computador.....	66
Figura 12. Média das distribuições granulométrica de nanopartículas de todos os testes desse trabalho tanto em (a) número de partículas quanto em (b) massa.	67

Figura 13. Representação esquemática da unidade experimental de filtração de micropartículas onde: 1) compressor; 2) sistema de purificação de ar; 3) dispersor de pó em pequena escala; 4) filtro de ar; 5) rotâmetro; 6) bomba de sucção de ar; 7) manômetro digital; 8) válvula de três vias; 9) caixa de diluição; 10) diluidor de aerossol; 11) contador de partículas; 12) computador.	69
Figura 14. Amostra de cal hidratada utilizada nesse trabalho.	70
Figura 15. Distribuição granulométrica em volume da cal hidratada.....	71
Figura 16. Média das distribuições granulométrica de micropartículas de todos os testes desse trabalho tanto em (a) número de partículas quanto em (b) massa.	71
Figura 17. Gráficos de (a) permeabilidade e (b) eficiência global para os testes preliminares aplicando diferentes voltagens e tempos de fiação.....	73
Figura 18. Representação gráfica dos métodos empregados para produção de fibras de PS/PET onde: (a) membrana de tripla camada de PET/PS/PET; (b) sistema com duas seringas e duas agulhas; (c) método com as seringas no mesmo lado; (d) método com a seringas em lados opostos.....	76
Figura 19. Processo de produção de nanofibras curtas utilizando um triturador.....	77
Figura 20. Métodos de aplicação de nanofibras curtas em diferentes substratos.....	80
Figura 21. Eletrofiação na concentração de 5%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, voltagem de 20 kV e vazão de injeção de 0,8 mL/h.....	84
Figura 22. (a) Valores previstos <i>versus</i> valores observados para o planejamento fatorial com diâmetro das fibras como variável resposta e (b) gráfico da probabilidade normal de resíduos.	84
Figura 23. Histograma do diâmetro das fibras e microscopia eletrônica de varredura (MEV) para membranas obtidas nas três condições para validação do modelo estatístico: (a) Condição 1; (b) Condição 2; (c) Condição 3.	87

- Figura 24. Valores de viscosidade das soluções de poliestireno em DMF e DL-limoneno onde variou-se: (a) concentração do polímero em seis diferentes porcentagens de DL-limoneno; b) porcentagem de DL-limoneno em cinco concentrações diferentes de polímeros. 88
- Figura 25. Gráficos de contorno do diâmetro da fibra para os seguintes parâmetros: (a) concentração de limoneno vs. porcentagem de DL-limoneno; (b) concentração vs. voltagem; c) concentração vs. vazão de injeção; (d) porcentagem de DL-limoneno vs. tensão; e) porcentagem de DL-limoneno vs. vazão de injeção; (d) vazão de injeção vs. voltagem. 91
- Figura 26. Imagens de microscopia eletrônica de varredura com aumentos de 10.000x nas seguintes condições: (a) concentração de 10%, porcentagem de DL-limoneno de 40%, voltagem de 17,5 kV e vazão de 0,6 mL/h; (b) concentração de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, tensão de 20 kV e vazão de 0,8 mL/h; (c) concentração de 15%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, voltagem de 15 kV e vazão de 0,8 mL/h; 93
- Figura 27. Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) com aumentos de 50.000x a uma concentração de poliestireno de 20%, tensão de 22,5 kV, vazão de 0,6 mL/h e porcentagens de DL-limoneno de: (a) 20%; (b) 40%; (c) 60%; (d) 80%. 94
- Figura 28. (a) Valores previstos *versus* valores observados para o planejamento fatorial com a eficiência de coleta como variável resposta e (b) gráfico da probabilidade normal de resíduos. 97
- Figura 29. Gráficos de contorno para eficiência de coleta de nanopartículas para os seguintes parâmetros: (a) concentração vs. porcentagem de DL-limoneno; b) concentração vs. vazão de injeção; (c) concentração vs. voltagem; (d) porcentagem de DL-limoneno vs. voltagem; (e) porcentagem de DL-limoneno vs. vazão de injeção; (f) vazão de injeção vs. voltagem. 99
- Figura 30. Histograma do diâmetro das fibras para ótima condição de eficiência de coleta. 102
- Figura 31. Eficiência fracionária para: (a) condição ótima, condição 1 e condição 2; b) concentrações de 10% e 20%, porcentagem de limoneno de 20%, tensões de 17,5 e 22,5 kV e vazões de injeção de 0,6 e 1,0 ml/h. 103
- Figura 32. Eficiência fracionária para verificar a contribuição do mecanismo eletrostático na filtração de nanopartículas onde: (a) filtros obtidos na condição ótima com e sem cargas

- eletrostáticas; (b) utilizando diferentes suportes (telas de cobre, aço inoxidável e celulose) e eletrofiação na concentração de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 40%, voltagem de 25 kV, e vazão de 0,8 mL/h. 105
- Figura 33. Imagens de microscopia eletrônica de varredura do poliestireno reciclado com ampliações de 35x. 107
- Figura 34. Imagens de microscopia eletrônica de varredura das fibras obtidas na condição otimizada do planejamento de experimentos utilizando a eficiência global como variável de resposta utilizando ampliações de: (a) 1200x; (b) 5000x; (c) 10000x; (d) 50000x. 109
- Figura 35. Medição do ângulo de contato da membrana de poliestireno reciclado, evidenciando sua alta hidrofobicidade. 110
- Figura 36. Espectro de FTIR para o (a) EPS reciclado granulado e para as (b) nanofibras feitas com esse material (b). 111
- Figura 37. Difractogramas para o EPS reciclado granulado e para as nanofibras feitas com esse material. 112
- Figura 38. Análise termogravimétrica para: (a) EPS reciclado; (b) nanofibras. 113
- Figura 39. Curvas de DCS para o EPS reciclado e as nanofibras obtidas por esse material. . 114
- Figura 40. Dados de resistência mecânica para os meios filtrantes (PET/PS/PET) obtidos com diferentes tempos de fiação de PET: (a) gráfico de tensão-deformação; (b) módulo de elasticidade; (c) tensão máxima; (d) alongamento máximo. 116
- Figura 41. Microscopia eletrônica de varredura da (a) vista superior e (b) área transversal dos meios filtrantes de camada única de apenas poliestireno, além da vista superior dos meios filtrantes de camada tripla de PET/PS/PET com tempos de fiação de PET de (c) 2,5 min, (d) 5,0 min, (e) 7,5 min e (f) 10,0 min. 118
- Figura 42. Microscopia eletrônica de varredura das áreas transversais dos meios filtrantes de camada tripla de PET/PS/PET com tempo de fiação de PET de 10 minutos em ampliações de: (a) 250x; (b) 2000x. 118

- Figura 43. Eficiência fracionária para os testes envolvendo o método de formação de um meio filtrante de camada tripla de PET/PS/PET..... 120
- Figura 44. Dados de resistência mecânica para os meios filtrantes obtidos por agulhas dispostas no mesmo lado com diferentes tempos de fiação de PET: (a) gráfico de tensão-deformação; (b) modulo de elasticidade; (c) tensão máxima; (d) alongamento máximo. 122
- Figura 45. Microscopia eletrônica de varredura da membrana obtida pelo método de seringas e agulhas dispostas no mesmo lado do coletor, utilizando vazões de injeção iguais de PS e PET (1,2 mL/h) com magnificações de: (a) 1200x; (b) 5000x..... 124
- Figura 46. Eficiência fracionária para os testes envolvendo os meios filtrantes obtidos com o método das seringas dispostas no mesmo lado..... 127
- Figura 47. Dados de resistência mecânica para os meios filtrantes obtidos obtidas por agulhas dispostas no mesmo lado com diferentes tempos de fiação de PET: (a) gráfico de tensão-deformação; (b) modulo de elasticidade; (c) tensão máxima; (d) alongamento máximo. 129
- Figura 48. Microscopia eletrônica de varredura da membrana obtida pelo método de seringas e agulhas dispostas em lados opostos do coletor, utilizando vazões de injeção iguais de PS e PET (1,2 mL/h) com magnificações de: (a) 1200x; (b) 5000x..... 130
- Figura 49. Eficiência fracionária para os testes envolvendo os meios filtrantes obtidos pelo método das seringas dispostas em lados opostos. 132
- Figura 50. Microscopia eletrônica de varredura após a passagem de um fluxo de acetona pelas membranas obtidas utilizando uma vazão de injeção de 1,2 ml/h de PS e 1,2 ml/h de PET, onde: a) método de agulhas dispostas no mesmo lado do coletor; b) método de agulhas dispostas em lados opostos do coletor..... 133
- Figura 51. FTIR das (a) membranas com apenas PS ou PET e para as obtidas por ambos os métodos de agulhas dispostas no mesmo lado e em lados opostos do coletor. Detalhe dos espectros em (b) 3200–2800 cm^{-1} , (c) 1600–1400 cm^{-1} e (d) 800–600 cm^{-1} 134

- Figura 52. Análise termogravimétrica para: (a) PS; (b) PET; c) Membrana de PS e PET obtida pelo método de agulhas dispostas do mesmo lado do coletor; d) Membrana de PS e PET obtida pelo método de agulhas dispostas no lado oposto do coletor. 135
- Figura 53. Curvas de DCS para as membranas de PS, PET e para as obtidas por ambos os métodos de agulhas dispostas no mesmo lado e em lados opostos do coletor. 136
- Figura 54. Soluções de nanofibras curtas (a) sem repouso e com repouso de: (b) 1 hora; (c) 1 mês. 138
- Figura 55. Microscopias ópticas com ampliações de 5x e 20x das soluções de nanofibras curtas utilizando álcool isopropílico onde: (a) sem diluição; (b) diluição de 10x; (c) diluição de 50x; (d) diluição de 100x. 139
- Figura 56. Microscopias eletrônicas de varredura com ampliações de 200x e 5000x para os meios filtrantes com nanofibras curtas onde a solução foi desenvolvida com os seguintes dispersantes: (a) álcool isopropílico; (b) álcool etílico; (c) água; (d) álcool isopropílico e álcool etílico; (e) álcool etílico e água; (f) álcool isopropílico e água; (g) álcool isopropílico, álcool etílico e água. (h) Tela de cobre utilizada como substrato para disposição das nanofibras curtas. (i) Morfologia das nanofibras utilizadas na ampliação de 50000x. 140
- Figura 57. Eficiência fracionária para os meios filtrantes de nanofibras curtas obtidas por soluções com diferentes dispersantes sendo: (a) faixa nanométrica; (b) faixa micrométrica. 143
- Figura 58. Microscopia eletrônica de varredura nas ampliações de 200x e 1200x para os substratos virgens, sem cobertura por nanofibras curtas, em que: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR. 145
- Figura 59. Microscopia eletrônica de varredura nas ampliações de 200x e 1200x para o filtro da classe H13 utilizado como comparação sendo: (a) substrato; (b) com nanofibras depositadas pelo método de filtração à vácuo; (c) nanofibras depositadas pelo método de pulverização. 145
- Figura 60. Microscopia eletrônica de varredura nas ampliações de 200x e 1200x para os substratos com nanofibras depositadas pelo método de filtração à vácuo onde: (a) filtro de ar

condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR. 147

Figura 61. Microscopia eletrônica de varredura nas magnificações de 200x e 1200x para os substratos com nanofibras depositadas pelo método de pulverização onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR. 148

Figura 62. Microscopia eletrônica de varredura das áreas transversais dos substratos com nanofibras depositadas pelo método de filtração à vácuo onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR. 149

Figura 63. Microscopia eletrônica de varredura das áreas transversais dos substratos com nanofibras depositadas pelo método de pulverização onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR. 150

Figura 64. Eficiência fracionária de nanopartículas utilizando diferentes substratos. 154

Figura 65. Eficiência fracionária de micropartículas utilizando diferentes substratos. 155

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores de concentrações mássica e por número de partículas, mediana e desvio padrão geométrico (σ) na entrada dos filtros para os testes com nanopartículas	68
Tabela 2. Distribuição volumétrica mistura mássica de cal hidratada.....	71
Tabela 3. Valores de concentrações mássica e por número de partículas, mediana e desvio padrão geométrico (σ) na entrada dos filtros para os testes com micropartículas.....	71
Tabela 4. Valores de cada nível utilizado no planejamento de experimentos.....	72
Tabela 5. Proporções dos solventes utilizadas nas suspensões de nanofibras curtas, considerando a relação PropOH:EtOH:H ₂ O.....	78
Tabela 6. Substratos utilizados para deposição de nanofibras curtas à vácuo e por pulverização.	81
Tabela 7. Valores de eficiência global, permeabilidade e diâmetro das fibras para os 31 testes avaliados pelo planejamento fatorial.	83
Tabela 8. Análise de variância (ANOVA), efeitos estimados e erro padrão para o modelo obtido pelo planejamento de experimentos utilizando o diâmetro da fibra como variável de resposta.	85
Tabela 9. Valores obtidos experimentalmente e previstos pelo modelo estatístico para três condições diferentes	86
Tabela 10. Constante dielétrica, ponto de ebulição e pressão de vapor para DMF e DL-limoneno puros	90
Tabela 11. Quantidade e dimensões de poros em fibras obtidas na concentração de poliestireno de 20%, tensão de 22,5 kV, vazão de 0,6 mL/h e diferentes porcentagens de DL-limoneno...95	95
Tabela 12. Valores de gramatura para os 31 meios filtrantes obtidos com o planejamento de experimentos.....	96

Tabela 13. Análise de variância (ANOVA), efeitos estimados e erro padrão para o modelo obtidos pelo planejamento de experimentos utilizando eficiência global como variável resposta	98
Tabela 14. Valores obtidos experimentalmente e preditos pelo modelo estatístico para a condição ótima e outras duas condições.....	102
Tabela 15. Carga superficial média dos meios filtrantes obtida em algumas condições avaliadas no planejamento de experimentos	104
Tabela 16. Composição elementar obtida por EDS	107
Tabela 17. Valores de eficiência global de coleta de nanopartículas, queda de pressão, permeabilidade e fator de qualidade para os meios filtrantes de camada tripla (PET/PS/PET)	119
Tabela 18. Valores de eficiência global de coleta de nanopartículas, permeabilidade e fator de qualidade para os meios filtrantes obtidos pelos métodos de duas agulhas dispostas no mesmo lado	126
Tabela 19. Valores de eficiência global de coleta de nanopartículas, queda de pressão, permeabilidade e fator de qualidade para os meios filtrantes obtidos pelos métodos de seringas dispostas em lados opostos	131
Tabela 20. Valores de permeabilidade ao ar, queda de pressão e eficiência global de coleta de nano e micropartículas para os meios filtrantes utilizando solução de nanofibras com diferentes dispersantes.....	141
Tabela 21. Valores de queda de pressão, permeabilidade ao ar e eficiência global de coleta de nano e micropartículas para os meios filtrantes utilizando solução de nanofibras com diferentes dispersantes.....	151

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Definição	Unidade
μ	Viscosidade dinâmica	$M L^{-1} t^{-1}$
ν	Viscosidade cinemática	$L^2 t^{-1}$
P	Pressão	$M L^{-1} t^{-2}$
K_1	Permeabilidade ao ar	L^2
M	Peso molecular	M
T	Temperatura absoluta	T
d_p	Diâmetro da partícula	L
v_s	Velocidade do gás	$L t^{-1}$
C_i	Concentração de entrada no filtro	$M L^{-3}$
C_o	Concentração de saída no filtro	$M L^{-3}$
C	Concentração de solução polimérica	$M L^{-3}$
R	Porcentagem de limoneno	-
v	Vazão de injeção de solução polimérica	$L^3 t^{-1}$
V	Vtagem aplicada	$M L^2 I^{-1} t^{-3}$
p	Grau de significância estatística	Adimensional

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de materiais plásticos foi importante para melhora na qualidade de vida e ajudou no crescimento de diversos setores da sociedade (ANDRADY; NEAL, 2009). No entanto, os seres humanos se mostraram grandes produtores de resíduos em escala global, aumentando a quantidade de resíduos plásticos produzidos a cada ano (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; JAGIELLO *et al.*, 2022; MAAFA, 2021). Para se ter uma ideia, mesmo com todas as iniciativas e inovações em gerenciamento de resíduos, ainda é esperado que a geração de resíduos sólidos dobre até 2050 (KAZA *et al.*, 2018) e triplique até 2060 (OECD, 2022). Este fato aumentou fortemente a preocupação dos efeitos negativos que isso pode causar ao meio ambiente e a saúde pública (MACLEOD *et al.*, 2021; OECD, 2022; YATES *et al.*, 2021), como ameaça a biodiversidade (MALIZIA; MONMANY-GARZIA, 2019; OECD, 2022; UNEP, 2014), aumento da mortalidade de animais (JAGIELLO *et al.*, 2019, 2022), principalmente marinhos (GALL; THOMPSON, 2015; JÂMS *et al.*, 2020), contaminação de rios e solos (KREHL *et al.*, 2022; WAN *et al.*, 2019), além de microplásticos e disposição nas cadeias alimentares (CVERENKÁROVÁ *et al.*, 2021; MAMUN *et al.*, 2023). A mitigação dos seus efeitos negativos é um dos grandes objetivos atuais e inclusive está expresso no objetivo número 12 da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU) (UNITED NATIONS, 2015), onde estão descritos os objetivos e as metas que estimularão a ação para os próximos anos em áreas de importância crucial para a humanidade e para o planeta. Logo, buscar formas de destinar adequadamente e reciclar/reusar materiais plásticos é um dos grandes desafios do século XXI (MACLEOD *et al.*, 2021; UNEP, 2014; UNITED NATIONS, 2015).

É importante ressaltar que o termo plástico generaliza uma série de diferentes polímeros como o tereftalato de polietileno (PET), poliestireno (PS), poliuretanos (PURs), poli cloreto de vinila (PVC), polietileno de alta densidade (PE), polipropileno (PP), resinas, fibras de poliéster, poliamida e acrílica (PP&A), entre diversos outros (ANDRADY; NEAL, 2009; GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Um dos plásticos mais importantes e amplamente utilizados é o poliestireno (PS), devido ao seu baixo custo, alta rigidez, baixa densidade e boas propriedades isolantes térmicas e elétricas, além de sua durabilidade (ANDRADY; NEAL, 2009; DYBKA-STEPIEŃ *et al.*, 2021). De toda a produção mundial de plástico, pelo menos 6,2% corresponde ao PS (DYBKA-STEPIEŃ *et al.*, 2021; FACTS PEPT, 2020; KUMAR; KHAN; RABNAWAZ, 2022), com produção global de cerca de 15,44 milhões de toneladas métricas em 2022 e

esperado um aumento para 16,75 milhões de toneladas métricas em 2026 (STATISTA, 2025). Sua principal aplicação é como embalagens e construção civil, mas pode ser utilizado em brinquedos, utensílios domésticos e processos de moldagem (BARTOLI *et al.*, 2015; CHAUKURA *et al.*, 2016; DYBKA-STEPIEŃ *et al.*, 2021; MAAFA, 2021). Ele está disponível em formas expandidas (EPS) e sólidas (SPS) com ambas as formas apresentando dificuldades de reciclagem (DYBKA-STEPIEŃ *et al.*, 2021). O código SPI (*Society of the Plastics Code*) desse material é 6, indicando que sua reciclagem não ocorre de forma eficiente, consumindo uma grande quantidade de energia além de apresentar diferentes características de acordo com sua aplicação prévia (BEKRI-ABBES; BAYOUDH; BAKLOUTI, 2006; DYBKA-STEPIEŃ *et al.*, 2021; RAHIMI; GARCÍA, 2017). Grande parte do EPS usado é descartado em aterros sanitários ou por incineração em países desenvolvidos e emergentes (HELLER; FLAMME, 2020; KAWECKI; SCHEEDER; NOWACK, 2018), em lixões ou queima a céu aberto em países em desenvolvimento, e quase nunca são reciclados. Isso ocorre porque a reciclagem desse material é difícil e dispendiosa, em que os métodos convencionais (térmico, mecânico e químico) transformam os resíduos de poliestireno em materiais de menor valor agregado (como óleo combustível ou resina reciclada) (CHAUKURA *et al.*, 2016) e o reuso geralmente apenas transforma o resíduo em uma placa sólida ou grânulos para isolamento em construção civil (MAAFA, 2021). Alguns estudos buscam agregar valor a esse resíduo e/ou tornar o processo de reciclagem mais economicamente viável (BEKRI-ABBES; BAYOUDH; BAKLOUTI, 2006; GARCÍA *et al.*, 2009; GIL-JASSO *et al.*, 2022; MUMBACH; BOLZAN; MACHADO, 2020; RAJAK *et al.*, 2020). Contudo, uma grande quantidade não tem disposição adequada e ainda existe uma necessidade de encontrar uma técnica eficiente para reciclar resíduos de poliestireno (CHAUKURA *et al.*, 2016; HELLER; FLAMME, 2020).

Uma das formas de fazer isso é utilizar processos nanotecnológicos para produzir um material com alto valor agregado. Dos diversos nanomateriais que podem ser produzidos com poliestireno, a produção de nanofibras merece destaque por permitir diferentes tipos de aplicação, desde revestimentos, até na confecção de tecidos e meios filtrantes. Das diversas técnicas que podem ser empregadas para fabricar nanofibras de polímeros, como método de estiramento, fiação de fusão, fiação de emulsão e fiação de sopro e solução (LI *et al.*, 2019; LOU; OSEMWEGIE; RAMKUMAR, 2020; PADOVANI; CARVALHO; DE PAULA, 2021), a eletrofiação se destaca por produzir fibras uniformes, reprodutíveis, com grande área superficial, além da facilidade e razoável custo de operação (ANITHA *et al.*, 2012; GREINER; WENDORFF, 2007; HUANG *et al.*, 2003). Esse método é bastante consolidado na literatura (HE *et al.*, 2022; JIANG *et al.*, 2018; KAYACI; UYAR, 2014; SUN *et al.*, 2020), com trabalhos

envolvendo a reciclagem focados principalmente no PET (BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; KIJÉNSKA-GAWROŃSKA; WIERCÍŃSKA; BIL, 2022; OPÁLKOVÁ ŠIŠKOVÁ; FRAJOVÁ; NOSKO, 2020), enquanto a reciclagem de outros polímeros como o poliéster (VENTURELLI *et al.*, 2021), polivinil(butiral) (GUNER; BULBUL; DILSIZ, 2022) e poliestireno (ISIK; DEMIR, 2018; MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2019, 2020; SHIN; CHASE; RENEKER, 2005) não é tão investigada. A maioria dos trabalhos com eletrofição do poliestireno não faz uso dos materiais reciclados (ARMSTRONG *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2015a; MEGAHED *et al.*, 2018; MOHAN; SINGHAL; RAMANAN, 2023; OLEIWI; JABUR; ALSALHY, 2021; REZAEI *et al.*, 2018; TANG; LIU; ZHAO, 2019; UYAR; BESENBACHER, 2008; VONG *et al.*, 2018; YOUSEFI *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2019c). Quando se faz uso de processos reciclados (JALAL; JABUR; ALLAMI, 2021; SHIN, 2005), os autores focam em avaliar a morfologia das fibras e não realizam uma robusta análise estatística dos dados. No entanto, esses estudos permitiram entender que quando se avalia a reciclagem do poliestireno expandido deve-se levar em consideração os aditivos que são utilizados nos materiais para obtenção de propriedades diferentes de acordo com seu uso comercial, como embalagens de alimentos, embalagens de eletrônicos, placas de uso escolar/doméstico e placas de construção civil (CHAUKURA *et al.*, 2016; RAJAK *et al.*, 2020). O uso dos solventes ajuda a eliminar alguns contaminantes que não são solúveis, mas não garantem um material puro para a utilização. Com isso, pode ocorrer algumas variações em relação as fibras que seriam obtidas com o poliestireno puro de padrão analítico, como alterações na morfologia, porosidade e formação de *beads*, devido a presença de aditivos e contaminantes.

Uma das aplicações para essas nanofibras é na fabricação de meios filtrantes para remoção eficiente de material particulado, principalmente partículas em escala nanométrica. Diversos trabalhos tem empregado meios filtrantes com nanofibras obtidos pela eletrofição de diferentes polímeros com boa eficiência na coleta de nanopartículas (ALMEIDA *et al.*, 2020; BONFIM *et al.*, 2021b; MATA *et al.*, 2022; OLIVEIRA; AGUIAR; GUERRA, 2021). Já os trabalhos que envolveram a eletrofição do poliestireno para essa aplicação em geral apresentam uso apenas de solventes orgânicos bastante tóxicos e carcinogênicos como o N,N-dimetilformamida (DMF) e o tetraidrofurano (THF) (JENSEN *et al.*, 2023; LI *et al.*, 2020c; TANG; HAN; ZHANG, 2021). Novamente, a maioria dos estudos não fazem uso de materiais reciclados. O uso de solventes naturais (como o limoneno) é incentivado por Shin e Chase (SHIN; CHASE, 2005) por ser mais sustentável e economicamente viável. É interessante ressaltar que a utilização de poliestireno reciclado a partir do EPS e limoneno torna o processo ainda mais “verde” e sustentável, onde se utilizaria resíduos e solventes naturais na limpeza de

gases. Isso também acrescentaria um alto valor agregado em um material, que até o momento, é considerado lixo e tem aplicações principalmente na construção civil. Dentre os trabalhos que fizeram uso da reciclagem do poliestireno, Rajak *et al.* (2020) avaliaram como as fibras geradas de poliestirenos obtidas de diferentes fontes (embalagens de alimentos, artesanato de EPS, copo de macarrão instantâneo e embalagens eletrônicas) afetavam as propriedades da membrana e a eficiência de coleta. No entanto, os autores realizaram misturas da solução polimérica a 80°C, aumentando os custos em uma aplicação em larga escala. Em outro estudo, Rajak *et al.* (2019) conseguiram controlar a morfologia das fibras através da produção de soluções obtidas com metodologia semelhante ao trabalho anterior, mas com diferentes viscosidades e tensões superficiais. Nesse trabalho os autores avaliaram apenas uma concentração de solução (25%) e focaram no efeito do solvente D-Limoneno nas características das fibras. Em outra vertente, Munir *et al.* (2022) utilizaram um processo de eletrofiação sem agulhas para produção de meios filtrantes de ar. Os autores obtiveram uma estrutura multicamada devido à grande variação do diâmetro das fibras, tornando o material bastante heterogêneo.

Diferente dos trabalhos anteriores que usam tempos de eletrofiação entre 15 minutos e 4 horas (MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2019, 2020; ZULFI *et al.*, 2019b)(Munir *et al.*, 2022; Rajak *et al.*, 2020, 2019; Zulfi *et al.*, 2018), o objetivo desse estudo foi propor um método rápido (5 minutos de fiação) na produção de fibras para confecção de meios filtrantes com elevada eficiência e fator de qualidade. Outro ponto foi aplicar uma completa análise multifatorial e estatística que permitiu propor modelos empíricos para otimizar dados tanto de processo (eficiência de coleta de nanopartículas e permeabilidade) quanto morfológicos (diâmetro das fibras). A análise estatística contou com as variáveis de processo (voltagem e vazão de injeção da solução), bem como variáveis da solução (porcentagem de Limoneno e concentração de solução). As morfologias e caracterizações das fibras foram sistematicamente avaliadas, bem como do material obtido após reciclagem. A finalidade era determinar a condição ótima para confecção de meios filtrantes com elevada eficiência de coleta (<99%) e baixa queda de pressão.

Para melhorar a resistência mecânica das fibras e permitir uma maior aplicabilidade sem suporte em maiores fluxos de ar, foram desenvolvidos meios filtrantes com fibras eletrofiadas de PET e PS. Três metodologias foram empregadas (camada tripla e duas agulhas contendo as diferentes soluções poliméricas dispostas no mesmo lado e em lados opostos de um coletor rotativo). Além disso, visando utilizar as nanofibras como revestimentos, se desenvolveu suspensões com as nanofibras obtida na condição ótima. Também foi avaliado a estabilidade de diferentes suspensões, também foram realizadas a deposição das soluções (pelo método à vácuo

e por pulverização) em diferentes substratos. Esse trabalho contribui com a reciclagem do isopor, propondo um método para agregar valor a esse resíduo pela produção de fibras com características diferenciadas, garantindo diferentes aplicações para esse material.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção, será apresentada inicialmente uma discussão sobre a filtração de ar, abordando suas bases teóricas e uma análise de estudos relevantes que exploram esse processo na coleta de nanopartículas. Em seguida, será detalhado o processo de confecção dos meios filtrantes utilizados nesta tese, com ênfase na técnica de eletrofiação, incluindo suas fundamentações teóricas e uma revisão do estado da arte nesse campo. Por fim, serão explorados os polímeros reciclados, destacando métodos de funcionalização com foco especial no poliestireno.

2.1. Filtração de Ar

O recente avanço da nanotecnologia tem aberto novas oportunidades para inovações na tecnologia e na medicina. No entanto, a exposição e a inalação de nanopartículas podem representar riscos à saúde. Por isso, mais pesquisas são necessárias para avaliar sua segurança e os possíveis efeitos a longo prazo (LI *et al.*, 2016a). O aumento dos processos nanotecnológicos também aumentou as emissões de nanopartículas (CALDERÓN-GARCIDUEÑAS; AYALA, 2022; GWINN; VALLYATHAN, 2006; MOHNEN; HIDY, 2010; NAZARENKO *et al.*, 2012; TILLET, 2012) e levantou preocupações sobre como partículas tão pequenas podem interagir com o corpo humano e seus potenciais efeitos sobre a saúde e o meio ambiente (NAZARENKO *et al.*, 2012; TILLET, 2012). Embora o desenvolvimento da nanotecnologia seja recente, a presença de partículas ultrafinas no ar não é recente nem incomum (LI *et al.*, 2016a; WEICHENTHAL *et al.*, 2008). Além disso, por um longo tempo existiu foi um desafio quantificar essas partículas. No entanto, os avanços nos equipamentos de medição de partículas submicrométricas têm permitido obter resultados mais precisos.

Em média, o número de partículas ultrafinas nas áreas urbanas é da ordem de 10^4 partículas/cm³, enquanto nas zonas rurais são da ordem de 10^3 partículas/cm³ (MATSON, 2005; NEVSHUPA *et al.*, 2020). No entanto, regiões populosas ou industriais têm concentrações em

número com maiores ordens de magnitude, como 10^6 ou 10^7 partículas/cm³ (HEITBRINK *et al.*, 2007). É importante ressaltar que a emissão de nanopartículas diretamente para a atmosfera por processos antropogênicos (CALDERÓN-GARCIDUEÑAS; AYALA, 2022; GWINN; VALLYATHAN, 2006; MOHNEN; HIDY, 2010; NAZARENKO *et al.*, 2012; TILLET, 2012) não é a única maneira delas estarem presentes no ambiente. As emissões primárias de nanopartículas são aquelas emitidas diretamente para a atmosfera e incluem, por exemplo, freios e rodas, poeira mineral, emissões industriais, carbono negro, orgânico emitido pelo tráfego, orgânico emitido pelo cozimento e aerossol de pulverização marinha (MOORE *et al.*, 2007; NING *et al.*, 2007; POND *et al.*, 2022; VERMA *et al.*, 2009). No entanto, essas partículas ultrafinas também são abundantemente formadas na atmosfera (emissões secundárias) por fontes fotoquímicas ou reações com vários oxidantes atmosféricos (HAMA; CORDELL; MONKS, 2017; SAFFARI *et al.*, 2015; VERMA *et al.*, 2009). O chamado aerossol orgânico secundário é formado a partir de precursores gasosos orgânicos como parte do smog fotoquímico (MOORE *et al.*, 2007; ROBINSON *et al.*, 2007), além da nucleação homogênea de novas partículas (LI; WYATT; KAMENS, 2009; NING *et al.*, 2007; SAFFARI *et al.*, 2015).

Portanto, com o aumento das emissões de partículas ultrafinas (<100 nm) pelas indústrias e centros urbanos, é necessário implementar meios eficientes para sua remoção do ar (CALDERÓN-GARCIDUEÑAS; AYALA, 2022; GWINN; VALLYATHAN, 2006; MOHNEN; HIDY, 2010; NAZARENKO *et al.*, 2012; TILLET, 2012), bem como melhorar os processos, não só para mitigar os danos causados por esse tamanho de partícula, mas também recuperar materiais que podem apresentar valor agregado, como óxidos de ferro, óxidos de prata, óxidos de titânio e óxidos de alumínio (VANCE *et al.*, 2015), nanopartículas de ouro, prata, zircônia e paládio, em escala laboratorial e industrial (BODDU *et al.*, 2011; BUMAJDAD *et al.*, 2018; HARRA *et al.*, 2012; HILLMAN *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2021), medicamentos na indústria farmacêutica (ABDEL-MAGEED *et al.*, 2019; DOBROWOLSKI *et al.*, 2018; SHETH *et al.*, 2012), ou nanopartículas em aplicações biomédicas (AISIDA *et al.*, 2020; ASERI *et al.*, 2015; MATERÓN *et al.*, 2021).

Os estudos voltados para a remoção de nanopartículas propõem o uso de equipamentos como colunas de bolhas, filtros de membrana, eletrociclone, baterias de difusão, precipitadores eletrostáticos e o desenvolvimento de meios filtrantes para filtros de ar e de gases (ANDRADE; GUERRA, 2021; CADAVID-RODRIGUEZ *et al.*, 2014; CYRS *et al.*, 2010; FEITOSA, 2009; FIERZ; SCHERRER; BURTSCHER, 2002; KNUTSON, 1999; LIMA; GUERRA, 2023; LIN *et al.*, 2013; OLIVEIRA; GUERRA, 2021; WANG; OTANI, 2013). Dentre esses tipos de equipamentos, destacam-se os filtros de ar por serem processos consolidados e amplamente

investigados na literatura. (HINDS, 1999; PARKER, 1997).

2.1.1. Processo de filtração

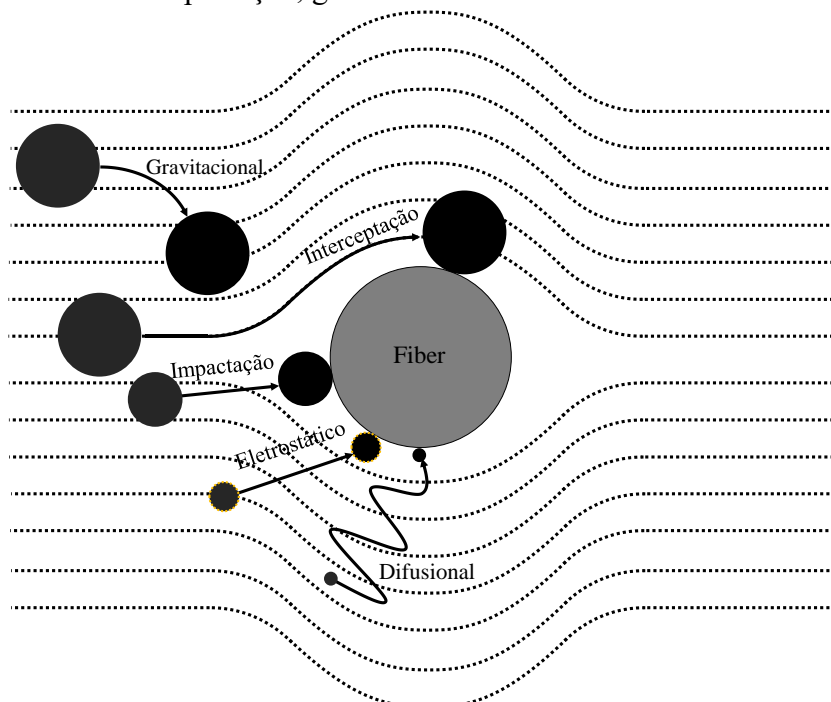
A filtração é um dos métodos mais comuns para remover material particulado do ar, capturando partículas do efeito sinérgico entre as barreiras físicas da fibra e as forças de adesão às partículas (BONFIM *et al.*, 2022; HINDS, 1999). Os filtros fibrosos são materiais simples e econômicos capazes de remover eficientemente partículas de aerossóis com alta eficiência em diferentes meios, desde equipamentos industriais até para usos diversos, como cabines automotivas e equipamentos de proteção individual (LI *et al.*, 2014; WANG; OTANI, 2013). Embora o processo de filtração de partículas de aerossóis em filtros fibrosos seja muito complicado, sua teoria é bastante consolidada e baseada na suposição de eficiência básica de filtração de fibra única (ABDOLGHADER *et al.*, 2018; BAI *et al.*, 2021; BONFIM *et al.*, 2022; GIVEHCHI; TAN, 2014; LI *et al.*, 2014; WANG; OTANI, 2013).

Normalmente, três estágios de filtração podem ser observados na coleta de material particulado. No estágio 1 há filtração interna com efeitos sobre a estrutura de fibras e partículas. A fibra está limpa e não houve alterações devido às partículas capturadas no filtro. No estágio 2 também há filtração interna, mas com grande capacidade de retenção. As partículas são efetivamente capturadas por forças de adesão e as propriedades do meio filtrante, como eficiência e queda de pressão, mudam ao longo do tempo. No estágio 3, a filtração da superfície ocorre com partículas filtrando as próprias partículas. A formação da torta faz com que as partículas sejam coletadas quase perfeitamente por forças coesivas e há um aumento linear na queda de pressão (BONFIM *et al.*, 2022; KANAOKA, 2019; YANG, 2012). Vários mecanismos de filtração governam as interações entre as fibras do meio filtrante e as partículas. Esses mecanismos geralmente são afetados pela vazão de ar, diâmetro da fibra e tamanho das partículas. Levando em conta essas características, os principais mecanismos de coleta de partículas envolvidos na filtração são a difusão, interceptação, impactação, atração gravitacional ou eletrostática browniana. (BAI *et al.*, 2021; BONFIM *et al.*, 2022), como mostra a Figura 1.

O mecanismo de difusão é o resultado do movimento browniano, uma vez que as partículas se movem de sua trajetória inicial aleatoriamente, o que permite o choque com a fibra e, assim, sua captura. Este tipo de mecanismo captura principalmente partículas com tamanhos menores que 0,1 μm sob baixas velocidades de gás. O mecanismo de interceptação é dado

quando a partícula é capturada simplesmente por se aproximar da fibra, atraída pelas forças de Van der Waals. Este mecanismo ocorre quando o raio da partícula é igual ou maior que a distância partícula/fibra. O mecanismo de interceptação ocorre com partículas de 0,1 a 1 μm e a eficiência de captura de interceptação aumenta com o aumento do tamanho das partículas (BAI et al., 2021; ZHANG et al., 2019b). Quando ocorre uma mudança repentina na velocidade do ar, partículas maiores que 1 μm não podem manter a mesma direção que as linhas de corrente do escoamento de ar. Assim, essas partículas fazem parte da linha de corrente e se depositam nas fibras ao longo de sua trajetória original. Passar pelo filtro torna-se mais difícil para partículas em altas velocidades (BAI et al., 2021; ZHANG et al., 2019b). Quando os filtros são eletrostaticamente carregados ou quando há um campo elétrico externo é possível atrair as partículas pelo mecanismo de atração eletrostática partícula/fibra. (ABDOLGHADER et al., 2018; WANG, 2001). Este mecanismo pode reter partículas submicrométricas sem aumentar a queda de pressão. No entanto, as condições de filtração se alteram para filtros em nanoescala, o que mudaria o comportamento aerodinâmico do fluxo de ar. A eficiência do meio filtrante pode aumentar neste caso sem alterar a resistência do ar (BAI et al., 2021; ZHANG et al., 2019b), também chamada de permeabilidade. Em filtros de ar de alta eficiência, a ação da gravidade torna-se insignificante, uma vez que quando se trata de partículas ultrafinas (menos de 0,5 μm) a gravidade não tem contribuição para a sua remoção (ZHANG et al., 2019b).

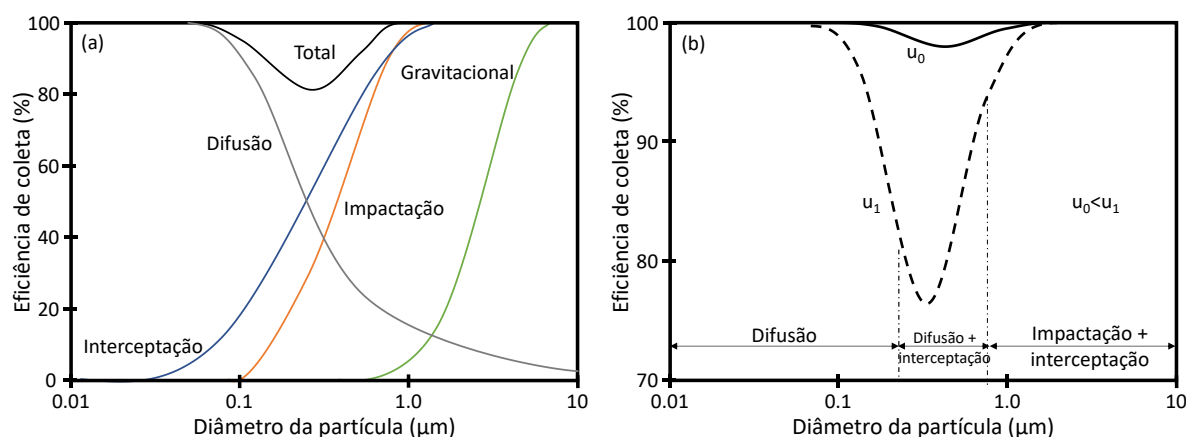
Figura 1. Coleta de partículas pelos mecanismos de difusão browniana, interceptação, impactação, gravitacionais e eletrostáticos.



Fonte: Autor.

O efeito combinado desses mecanismos de captura resulta em eficiência de filtração mecânica. A eficiência da coleta de filtros para vários tamanhos de partículas sob diferentes velocidades superficiais (correlacionadas às velocidades das partículas) combinada com os mecanismos de coleta pode ser vista na Figura 2. As equações e condições usadas na figura podem ser encontradas no livro de Hinds (1999). Na Figura 2(a), nota-se que o aumento da coleta de partículas pelo movimento browniano ocorre com a diminuição do tamanho das partículas. O aumento da predominância dos mecanismos de filtração por interceptação, impactação inercial e sedimentação gravitacional ocorrem com o aumento do tamanho das partículas. O efeito das velocidades superficiais na eficiência do filtro em função do tamanho das partículas é mostrado no gráfico da Figura 2(b). Eficiências máximas são observadas em velocidades superficiais mais baixas (CHOW *et al.*, 2022; HINDS, 1999).

Figura 2. a) Curvas de eficiência de coleta dos efeitos combinados dos mecanismos de captura de partículas e da eficiência total; b) Eficiência total para duas velocidades faciais diferentes. Foram utilizados valores de $u_0 = 1$ cm/s, $u_1 = 10$ cm/s e diâmetro médio da fibra de $2 \mu\text{m}$.



Fonte: Adaptado de Hinds (1999).

Durante décadas, considerou-se que o mecanismo de coleta de nanopartículas na superfície do filtro era devido ao seu movimento browniano (GIVEHCHI; TAN, 2014). No entanto, devido ao tamanho extremamente pequeno e à possibilidade de nanopartículas se comportarem como uma molécula de gás, um fenômeno chamado rebote térmico pode acontecer (GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*, 2011; WANG; OTANI, 2013). Isso ocorre quando a nanopartícula tem energia cinética maior que a energia de adesão da fibra ou quando há perda de energia durante o impacto (WANG; OTANI, 2013). Isso faz com que a partícula ricocheteie e não seja capturada, por isso acredita-se que a eficiência de filtração diminua para essas pequenas partículas (GIVEHCHI; TAN, 2014). Se considerar que as partículas seguem

uma distribuição de Maxwell-Boltzmann, esse fenômeno depende da velocidade térmica das partículas, seu diâmetro, características da fibra e outras interações em nível molecular (GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*, 2011; WANG; OTANI, 2013).

Após a coleta de partículas por filtros e a formação da torta, pulsos de ar são geralmente usados para limpar o meio filtrante (KANAOKA, 2019; YANG, 2012). No entanto, esse procedimento provoca grandes emissões de partículas na área limpa (KANAOKA, 2019) Mas, é importante ressaltar que a filtração com aerossóis submicrométricos ou nanopartículas geralmente é realizada em baixas velocidades, principalmente para favorecer o mecanismo de difusão que é predominante nessa faixa. Assim, espera-se que o tempo de variação da queda de pressão seja longo o suficiente e leve um tempo muito grande para ocorrer na formação da torta (BONFIM *et al.*, 2022)

Para obter a melhor especificação para uma determinada aplicação, é essencial conhecer as propriedades físicas, químicas e térmicas do meio filtrante que devem ser compatíveis com o gás e o pó a serem coletados. Entre as propriedades a serem analisadas estão a permeabilidade ao ar, resistência à tração, resistência à abrasão, resistência química, temperaturas de operação, texturas e acabamentos físicos (BRUMMER *et al.*, 2016; FINDANIS; SOUTHAM, 2012). Além destes, o diâmetro e a porosidade da fibra também exercem uma influência direta na filtração (LIU; SHEN; NIE, 2019).

Para caracterizar o desempenho de um meio fibroso, são utilizados dois parâmetros: eficiência de filtração e queda de pressão. Esses dois parâmetros estão relacionados às características geométricas do meio e das partículas, bem como às condições de operação. (ABDOLGHADER *et al.*, 2018). Outro parâmetro geralmente analisado é o tamanho de partícula mais penetrante, que é definido como o tamanho de partícula que os filtros têm a menor eficiência de coleta (HINDS, 1999; WANG; OTANI, 2013). Um filtro ideal deve ter uma alta eficiência de coleta e uma baixa queda de pressão.

A forma das partículas também pode afetar a eficiência de coleta. Partículas com formas esféricas tendem a penetrar no meio filtrante mais do que partículas com formas irregulares. Assim, a eficiência de filtração para partículas esféricas é maior do que para partículas irregulares com o mesmo diâmetro equivalente (TCHARKHTCHI *et al.*, 2021). A razão para este fato está associada ao movimento de partículas na superfície das fibras. Partículas esféricas deslizam ou rolam e formas irregulares deslizam ou caem quando colidem com a fibra. Dessa forma, a probabilidade de retenção de partículas irregulares é menor, pois a superfície de contato entre a fibra e a partícula é menor (WANG; OTANI, 2013). Outro parâmetro que influencia a eficiência da coleta de partículas é a vazão de ar. O aumento da vazão de ar provoca uma

diminuição na eficiência da coleta, uma vez que o tempo de residência para altos valores de vazão de ar é menor, dificultando a coleta com a predominância do mecanismo de interceptação. Para valores mais baixos de vazão, ocorrem maiores tempos de residência, logo os mecanismos de difusão e eletrostáticos são os predominantes (TCHARKHTCHI *et al.*, 2021)

A probabilidade de colisão entre partículas e fibras em uma linha de fluxo é aumentada devido ao movimento anormal das partículas. O mecanismo de difusão torna-se mais perceptível à medida que o tamanho da partícula ou a velocidade superficial diminuem. Assim, o mecanismo de difusão é mais eficaz na filtração de partículas ultrafinas e nanopartículas do que a interceptação (TCHARKHTCHI *et al.*, 2021). No entanto, a eficiência da coleta de partículas com diâmetros de aproximadamente 0,3 μm é geralmente mínima, sendo que esse tamanho de partícula limita muitos métodos de teste de filtração (CHOW *et al.*, 2022).

A compreensão desses mecanismos é essencial para a especificação de meios filtrantes, especialmente em aplicações de alta precisão, como salas limpas e sistemas de controle ambiental. Diversos estudos exploram meios e técnicas inovadoras para aprimorar a captura de partículas ultrafinas. Seja através da avaliação de diferentes materiais, tratamentos superficiais ou o desenvolvimento de filtros híbridos, a literatura destaca avanços significativos em eficiência e durabilidade.

2.1.2. Estudos envolvendo o uso de filtros e membranas na coleta de partículas

A crescente necessidade de filtros de ar altamente eficientes e com baixa resistência à passagem de ar tem incentivado avanços significativos na área de filtração, com o objetivo de desenvolver soluções tecnológicas que sejam tanto eficazes quanto economicamente viáveis. A coleta de nanopartículas, em particular, apresenta desafios únicos devido à sua pequena escala, exigindo a consideração de mecanismos de captura específicos. Para abordar esses desafios, é essencial avaliar a eficiência de filtração e a permeabilidade de diferentes meios filtrantes, garantindo que as características do material sejam compatíveis com as exigências operacionais de cada aplicação. Nesse contexto, nanofibras se destacam como opções promissoras, uma vez que seus diâmetros são compatíveis com o tamanho das nanopartículas. Além disso, sua ampla área superficial oferece uma plataforma ideal para funcionalização com substâncias ou nanopartículas, o que pode conferir propriedades adicionais ao material filtrante, como atividade antimicrobiana, virucida, catalítica e condutividade elétrica, ampliando suas aplicações em diferentes setores.

A literatura científica apresenta uma vasta gama de estudos focados em avanços na filtração de ar, que podem ser organizados em quatro categorias principais: avaliação de diferentes meios filtrantes e condições operacionais, explorando materiais e parâmetros para maximizar a eficiência e a durabilidade; revestimentos, pré-revestimentos e outros tratamentos de superfície, que melhoram as propriedades específicas dos filtros, como hidrofobicidade ou capacidade antimicrobiana; filtros híbridos e filtração eletrostática, que combinam técnicas físicas e eletrostáticas para alcançar níveis superiores de eficiência; desenvolvimento de meios filtrantes com nanofibras, destacando as vantagens estruturais e funcionais dessas fibras em aplicações de filtração de partículas ultrafinas. Esses tópicos refletem os esforços contínuos na busca por tecnologias inovadoras de filtração que atendam às demandas crescentes por eficiência, sustentabilidade e multifuncionalidade, estabelecendo novos padrões para o controle de partículas ultrafinas no ar.

2.1.2.1. Avaliações de diferentes meios filtrantes e condições operacionais

Vários meios filtrantes com microfibras podem ser usados para coletar nanopartículas com eficiências aceitáveis, como filtros de fibra de vidro, filtros fibrosos, quartzo e filtros de ar de alta eficiência (HEPA) (BORTOLASSI; GUERRA; AGUIAR, 2017, 2019; BROCHOT *et al.*, 2019, 2020; KIM; KANG; PUI, 2016). Os mais diversos tipos de meios filtrantes podem ser aplicados na coleta de nanopartículas, como o polietileno tereftalato reciclado (PET) (BONFIM *et al.*, 2021a), membranas fabricadas por estiramento a seco de fibras ocas de polipropileno (BULEJKO *et al.*, 2018), filtro de leito fluidizado (WANG *et al.*, 2014a), e filtros de malha de tela de aço inoxidável (SHIN *et al.*, 2008). Pesquisas com filtros de fibra de vidro também são usuais na literatura, devido às suas vantagens como baixo custo, captando partículas maiores com baixa resistência ao fluxo de ar (GOLANSKI *et al.*, 2009; KIM *et al.*, 2006; ZHOU *et al.*, 2021b). Além das fibras de vidro, alguns autores também avaliaram a coleta de nanopartículas de NaCl por filtros de politetrafluoroetileno (ZHOU *et al.*, 2021b), polipropileno (ZHOU *et al.*, 2021b), celulose (GOLANSKI *et al.*, 2009). Kim e colaboradores (2006) verificaram que, para partículas menores que 2 nm, a penetração das partículas aumentou com a diminuição do tamanho das partículas, além de um possível fenômeno de rebote térmico.

Os estudos acima utilizaram sistemas que simularam a contaminação de nanopartículas em um fluxo de ar. Outros estudos avaliaram a coleta de emissões reais, como as emissões

durante a impressão 3D (KWON *et al.*, 2017), incineradores de resíduos (FÖRSTER *et al.*, 2016), dinamômetros de chassi e estradas (GIECHASKIEL *et al.*, 2015), motores a diesel para serviço pesado que operam com combustíveis com níveis de enxofre relevantes para a operação marítima (USHAKOV *et al.*, 2014), e aerossóis higroscópicos emitidos por cigarros eletrônicos e produtos de tabaco aquecido (ASZYK *et al.*, 2018; KÄRKELÄ *et al.*, 2021; LARCOMBE *et al.*, 2017; MARTUZEVICIUS *et al.*, 2019; WERLEY *et al.*, 2016; ZHANG; LIN; ZHU, 2020). Emissões de materiais biológicos, como vírus e bactérias, também são foco de estudos de diversos estudos que verificaram a eficiência dos meios filtrantes utilizados em equipamentos de proteção individual (HILL; HULL; MACCUSPIE, 2020; LEE *et al.*, 2022; MAJCHRZYCKA *et al.*, 2018; RENGASAMY; EIMER, 2012). A pesquisa numérica foi realizada em diversos estudos, mas o foco no desenvolvimento de modelos e investigações teóricas ocorreu apenas em alguns estudos (FOTOVATI; TAFRESHI; POURDEYHIMI, 2011; GIVEHCHI; TAN, 2015; MOURET *et al.*, 2009; TRONVILLE; RIVERS, 2015; ZHOU *et al.*, 2017). Vários autores têm desenvolvido e sugerido metodologias para testes de filtração envolvendo a coleta de nanopartículas (GHOSHDASTIDAR *et al.*, 2020; PARK *et al.*, 2020a; SACHINIDOU *et al.*, 2017; TODEA *et al.*, 2020). Diferentes tipos de filtros foram avaliados com baixas velocidades superficiais (<1,5 m/s).

As partículas foram coletadas em faixas de tamanho que incluem nanopartículas. Observa-se que a maioria dos filtros avaliados, dentro das condições descritas, apresentou eficiência de coleta acima de 95%. Logo, verificou-se que houve progresso nas pesquisas e os resultados mostraram que é possível obter altas eficiências para partículas finas. Para remover eficientemente as partículas do ar, os filtros devem ser capazes de interceptar partículas com uma ampla gama de diâmetros possíveis. Portanto, fibras finas, estruturas de empilhamento compactas e espessura adequadas são características que aumentam a eficiência de captura de partículas (YIN; LIU, 2021).

Os estudos mencionados acima destacam que diferentes meios filtrantes, como filtros de fibra de vidro, politetrafluoroetileno (PTFE), polipropileno e membranas poliméricas recicladas, possuem eficiência superior a 95% para a captura de partículas ultrafinas, especialmente quando configurados para interceptar partículas em uma ampla faixa de tamanhos. Entretanto, alcançar tal desempenho muitas vezes depende não apenas do material básico, mas também de modificações que otimizam as características de superfície dos filtros. Outro ponto é a necessidade de aprimoramentos para atender a requisitos específicos, como maior seletividade, resistência a condições adversas e multifuncionalidade, evidenciando a importância de explorar estratégias adicionais, como tratamentos de superfície e revestimentos.

Essas abordagens complementam os materiais filtrantes existentes, tornando-os mais eficazes e versáteis.

2.1.2.2. Revestimentos, pré-revestimentos e outros tratamentos de superfície

Os revestimentos, pré-revestimentos e outros tratamentos de superfície surgem como ferramentas indispensáveis para melhorar o desempenho dos meios filtrantes. Estes métodos se apresentam como uma maneira fácil de adicionar novas propriedades, permitindo que elas tenham uma maior afinidade com certas substâncias. Portanto, é possível aumentar a eficiência de filtração de nanopartículas de meios filtrantes que antes tinham baixa eficiência nessa escala. No estudo de Liu, Pui e Wang (2011), três filtros (um de nylon não tecido e dois de poliéster não tecido) foram revestidos com membrana de politetrafluoroetileno. Chen, Ji e Qi (2019) modificaram a superfície dos filtros de microfibras de vidro usando a tecnologia de plasma de baixa pressão. Também foram feitas modificações para que os filtros adquirissem características oleofílicas ou oleofóbicas. Innocentini e colaboradores (2015) utilizaram filtros comerciais de espumas de α -SiC revestidas com nanofios de $\text{Si}_2\text{N}_2\text{O}$ através de um processo *in situ* de pirólise assistida por catalisador. A eficiência da coleta de nanopartículas foi superior a 99% e semelhante aos grupos de filtros EPA (E12) e HEPA (H13). Cho e colaboradores (2013) utilizou um substrato de celulose para eletrofiar nanofibras de poliácridonitrila com e sem nanopartículas de TiO_2 . A avaliação de revestimentos com capacidade catalítica e com foco na remoção de Compostos Orgânicos Voláteis (COV) foi realizada por Zhang e colaboradores (2021b) e Dai e colaboradores (2020), usando uma estrutura metal-orgânica (MOFs) e nanocristais de MnO_2 , respectivamente.

O uso de revestimentos para a introdução de características de biocidas é amplamente investigado na literatura, por exemplo, empregando revestimentos com AgNO_3 (JUUTI *et al.*, 2019), *Sophora flavescens* (CHONG *et al.*, 2013), nanotubos de carbono (ZHAO *et al.*, 2015), nanocluster de prata/composto de sílica (BALAGNA *et al.*, 2020), nanopartículas de Ag (JOE *et al.*, 2013), nanopartículas de imidazol (IMI) e Ag (ZENDEHDEL *et al.*, 2022), nanopartículas de Cu (MACHRY *et al.*, 2022), Ag, Zn, e Fe (ALI *et al.*, 2018). Com a pandemia global de COVID-19, vários estudos se concentraram na remoção desse vírus do ar e o uso de revestimento foi altamente avaliado, como revestimentos de Ag/TiO_2 (SALAMA *et al.*, 2022), nanopartículas de CuO (PERELSHTEIN *et al.*, 2022) e nanopartículas de Ag (BASELGA *et al.*, 2022). Avaliações de outros vírus, como o bacteriófago MS2, foram realizadas no trabalho

de Park, Joe e Hwang (2019) com revestimento de nanopartículas de SiO₂/Ag e o trabalho de Joe, Woo e Hwang (2014) com nanopartículas de SiO₂ revestidas com nanopartículas de Ag.

Uma abordagem diferente foi realizada no trabalho de Andrade, Sartim e Aguiar (2022) com filtros de poliéster. Os autores utilizaram a técnica de pré-revestimento com cal hidratada e calcário dolomita para avaliar os efeitos na coleta de pó da indústria siderúrgica e nanopartículas. Os resultados foram comparados com um filtro de poliéster com membrana de politetrafluoroetileno (PTFE) e mostraram que o poliéster pré-revestido teve uma duração de ciclo mais longa e menor queda de pressão do que o poliéster com membrana de PTFE. A eficiência foi maior com o pré-revestimento com calcário dolomítico do que com cal hidratada. Entretanto, o meio filtrante de poliéster com membrana de PTFE apresentou os melhores resultados quando avaliadas apenas as nanopartículas, apresentando eficiência de coleta superior a 90%.

Os estudos apresentados demonstram que os revestimentos, pré-revestimentos e tratamentos de superfície desempenham um papel crucial na ampliação da funcionalidade e eficiência de meios filtrantes. Essas abordagens não apenas melhoram a captura de nanopartículas, mas também permitem a introdução de propriedades adicionais, como atividade biocida, capacidade catalítica e maior durabilidade. Além disso, a aplicação de diferentes materiais e técnicas, como plasma de baixa pressão, estruturas metal-orgânicas (MOFs) e nanopartículas metálicas, comprova a versatilidade dessas soluções para atender a diversas demandas industriais e ambientais. Apesar de seus benefícios, essas tecnologias possuem limitações em termos de custos e, em alguns casos, complexidade de implementação, o que torna interessante a busca por filtros híbridos e filtração eletrostática como alternativas para alcançar alta eficiência e funcionalidade em sistemas de filtração de ar.

2.1.2.3. Filtros de eletreto e filtração eletrostática

O uso de processos que fornecem uma característica eletrostática ao processo de filtração pode aumentar fortemente a eficiência da coleta de nanopartículas. Como demonstrado anteriormente, elas são particularmente sensíveis ao mecanismo de coleta eletrostática. Várias formas de adicionar cargas a fibras ou partículas são avaliadas na literatura, como a união de precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas, denominados filtros híbridos (CASTRO *et al.*, 2021; TIAN; MO; LI, 2018), filtros de material condutor (CHOI *et al.*, 2018; TIAN *et al.*, 2020), uso de aerogéis monolíticos (KIM *et al.*, 2017; ZHAI; JANA, 2017). No entanto, uma forma

que se destaca é utilizar filtros com fibras de eletreto, que apresentam uma carga superficial que permite a ocorrência do mecanismo eletrostático. Tien e colaboradores (2020) produziram filtros de eletreto para a coleta de nanopartículas de NaCl. Eles avaliaram o meio HVAC comercial (MERV13) e três outros produzidos por eles: uma camada de fibra grossa (CF), uma camada *melt-blown* (MB) e uma camada de grânulo sobre corda (BS). Os resultados experimentais revelaram que as cargas do eletreto aumentaram a capacidade de retenção e a eficiência de coleta na ordem de $CF > MERV13 > BS > MB$. Ao combinar diferentes camadas de filtro, o eletreto composto CF + MERV13 + BS alcançou a mais alta eficiência com a menor queda de pressão. Ardkapan e colaboradores (2014) avaliaram a relação entre a concentração de partículas e fibras eletrostáticas, indicando que a eficiência aumenta nas fibras eletrostáticas quanto mais tempo as partículas ficam expostas. Eles mencionam que isso ocorre por um tempo maior que as partículas têm para induzir uma ação da carga estática e mecanismo de coleta eletrostática. Wang e colaboradores (2019) utilizaram a técnica de extrusão para produzir filtros de ar triboelétricos de politetrafluoroetileno e polifenilino com nanopartículas de sílica e fibras de sulfeto de polifenileno. Os autores mencionaram que essas fibras têm alta capacidade de carga, com valores de carga superficial superiores a 9 kV quando utilizadas nanopartículas de sílica a 2%. A eficiência entre 89,4 e 99,7% foi obtida com queda de pressão variando entre 18,4 e 55,4 Pa. Zhang e colaboradores (2022) usaram a técnica *meltblownspinning* para produzir filtros de eletreto de polipropileno carregados com corona e usou pó de estearato de magnésio como aditivos de carga. Os filtros foram perfurados por agulha para reduzir a resistência à passagem de ar. A queda de pressão atingiu 13,93 Pa com alta eficiência de 99,2%. Além disso, o uso de partículas de magnésio permitiu que os filtros tivessem apenas uma perda de 0,6% de eficiência e queda de pressão com tratamentos térmicos. A avaliação de microfibras do eletreto como meio filtrante também foi avaliada por outros estudos (KERNER *et al.*, 2018, 2020). Como já mencionado na sessão anterior, a técnica de eletrofiação para produzir filtros de eletreto com nanofibras foram investigada por diversos outros pesquisadores (DING *et al.*, 2019; GOBI *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2015b, 2020c; WANG *et al.*, 2016b; YEOM; SHIM; POURDEYHIMI, 2010).

Usando filtros de esferas de vidro, Givehchi, Li e Tan (2015) avaliaram o impacto das forças eletrostáticas na coleta de partículas de NaCl com diâmetros entre 10 e 100 nm. Os autores relatam que geralmente as esferas de vidro contêm um grande número de íons negativos. As forças eletrostáticas tiveram um impacto de até 30% na eficiência da coleta e os autores concluíram que esse mecanismo desempenhou um grande papel na filtração de nanoaerossóis. Golshahi, Tan e Abedi (2008) usaram um filtro de esferas de vidro de 2 mm, 4 mm e 6 mm. As

eficiências de filtração foram superiores a 90% para partículas com diâmetros entre 10 e 100 nm. Os autores relataram que a difusão foi o principal mecanismo de coleta.

Diferentes abordagens foram utilizadas para utilizar o mecanismo eletrostático na coleta de nanopartículas e a maioria delas apresentou altas eficiências de coleta. Estas partículas são particularmente sensíveis a este mecanismo e os estudos nesta área são muito promissores. A maioria dos estudos ainda está em escala laboratorial, especialmente quando se trata de desenvolvimentos em novos materiais e abordagens. Por exemplo, no caso dos filtros de eletreto, há a questão de quanto tempo é possível armazenar tais cargas nas fibras. É mais comum industrialmente o uso de filtros híbridos ou pré-carregadores, mas isso aumenta os custos operacionais dos processos pela necessidade de alta tensão. No entanto, ainda existem algumas lacunas em algumas tecnologias, sendo importantes trabalhos nessa área para otimizar ainda mais os processos e criar diferentes formas de utilizar os processos eletrostáticos de forma economicamente viável e sustentável.

Embora os filtros híbridos e a filtração eletrostática apresentem grandes avanços no aumento da eficiência de coleta de nanopartículas, as técnicas para o desenvolvimento de meios filtrantes continuam a evoluir, focando em novas abordagens e materiais inovadores. O uso de nanofibras, por exemplo, tem se mostrado uma estratégia promissora para melhorar ainda mais as propriedades de filtração, devido à sua alta área superficial e capacidade de interceptar partículas em escalas muito pequenas. Essa perspectiva abre caminho para um estudo mais aprofundado sobre o desenvolvimento de novos meios filtrantes, como será abordado na próxima seção.

2.1.2.4. Desenvolvimento de meios filtrantes com nanofibras

As membranas de nanofibras possuem uma grande área superficial específica, morfologia controlável no processo, porosidade e estrutura com poros interconectados. Essas características são de interesse no campo da filtração, pois permitem o desenvolvimento de meios filtrantes com baixa queda de pressão, alta eficiência de filtração, capacidade de retenção de partículas e alta produtividade. Com o desenvolvimento da nanotecnologia e a possibilidade de produzir nanofibras em escala industrial, diversas empresas passaram a comercializar esse tipo de meio filtrante em seus produtos, como fibra de vidro, PTFE e fluororresinona (BAO *et al.*, 2016). Outra abordagem foi realizada por Tang e colaboradores (2017) que introduziram nanofibras em meios filtrantes fibrosos e desenvolveram um método apropriado para a

aplicação dessas nanofibras.

Os estudos acima focaram principalmente na avaliação de filtros comerciais na coleta de nanopartículas. No entanto, o desenvolvimento de novos materiais é importante para melhorar a eficiência da coleta e adicionar novas características aos meios filtrantes para aplicações em diversas áreas. Além disso, o processo de filtração usando nanofibras pode ser melhorado alterando o diâmetro da fibra ou através de novos projetos, como a estrutura da *spider-net* (MATA *et al.*, 2022), induzindo forças eletrostática nas nanofibras, nanofibras multiestruturadas; e também através da funcionalização de nanofibras, a fim de melhorar propriedades, como atividade antiviral e antibacteriana (GYLES, 2012). Para exemplificar, Li e colaboradores (2018b), desenvolveram membranas de nanofibras de PAN em forma de grânulo com óxidos de grafeno e avaliaram seu desempenho como filtro de ar. Durante a eletrofiação, foi possível interromper o jato contínuo de solução polimérica e, devido à instabilidades, houve a formação de estruturas de esferas nas nanofibras (DESHAWAR; GUPTA; CHOKSHI, 2020). A membrana desenvolvida por Li e colaboradores foi comparada com outros filtros comerciais e fibras PAN e devido à sua alta porosidade, a queda de pressão foi de 8 Pa e a eficiência de coleta foi de 99,97%. Em outro exemplo, Kim e colaboradores (2018) modificou a superfície das nanofibras PAN usando o tratamento com plasma de oxigênio. Os resultados mostraram uma diminuição no diâmetro das nanofibras e um aumento na rugosidade superficial, gerando atração eletrostática, o que se refletiu no aumento da eficiência de filtração.

A técnica de eletrofiação é muito utilizada na produção de nanofibras de poliuretano (CHOI *et al.*, 2014), acetato de celulose (ALMEIDA *et al.*, 2020), poli (álcool vinílico) (OLIVEIRA; AGUIAR; GUERRA, 2021), mesmo resíduos poliméricos, como o PET (BONFIM *et al.*, 2021b), com uma gama muito ampla de aplicações (ANITHA *et al.*, 2012; GREINER; WENDORFF, 2007; HUANG *et al.*, 2003). Esta técnica também foi avaliada numericamente, permitindo relacionar os parâmetros de controle de eletrofiação (como vazão, campo elétrico, concentração e tempo de eletrofiação) com a morfologia das nanofibras, permeabilidade e eficiência de coleta de partículas (ISMAIL *et al.*, 2017; MAZE *et al.*, 2007).

Outra maneira de funcionalizar as fibras e introduzir novas propriedades é adicionando nanopartículas à solução polimérica utilizada no processo de eletrofiação, como fibras coaxiais de poli(m-fenileno isoftalamida) (PMIA) como núcleo e nanopartículas de poliácridonitrila (PAN)/Ag como casca (ROBERT; NALLATHAMBI, 2022a), soluções de álcool polivinílico contendo nanopartículas de TiO₂ e carvão ativado (ORLANDO *et al.*, 2021), dopado com nanopartículas Ag (BLOSI *et al.*, 2021), ou revestido com Ag, TiO₂ e Ag/TiO₂ (REMIRO *et al.*,

2021), melhorando as propriedades mecânicas e introduzindo uma característica biocida. As fibras em escala nanométrica possuem diâmetros compatíveis com diversas moléculas, bem como o tamanho de vírus e bactérias, tornando-as atrativas para aplicação em filtros com ação catalisadora e biocida, sendo possível a retenção desses patógenos. Eles também têm vida útil melhorada e grande capacidade de retenção de material particulado (ZHANG *et al.*, 2019b).

Além disso, a introdução de nanopartículas também pode permitir a introdução de uma característica eletrostática, produzindo filtros de eletreto. Algumas partículas que podem ser usadas são nanopartículas de SiO₂ (GOBI *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2015b), nanopartículas de boehmita (YEOM; SHIM; POURDEYHIMI, 2010), nanopartículas de SiO₂ modificadas por γ -glicidoxipropiltrimetoxisilano como potenciador de carga (DING *et al.*, 2019), e nanopartículas de politetrafluoroetileno como potenciadores de carga (WANG *et al.*, 2016b). Outra maneira é produzir fibras de eletreto totalmente poliméricas, como sugerido por Li e colaboradores (2020c). Os autores não adicionaram nanopartículas intensificadoras de carga e foram capazes de preparar fibras híbridas de eletreto estudando a complementaridade das respostas elétricas entre polímeros eletrolíticos. O acoplamento dos comportamentos de polarização elétrica do poliestireno, com uma baixa constante dielétrica, e do fluoreto de polivinilideno, com uma alta constante dielétrica, permitiu que as fibras híbridas apresentassem um efeito de eletreto melhorado e alta porosidade. Cargas injetadas na matriz de fibras de poliestireno geraram campos elétricos locais mostrando a mesma direção que o campo elétrico externo; no entanto, a orientação dos dipolos de fluoreto de polivinilideno gerou campos elétricos locais na direção oposta à direção externa. Um ponto interessante do trabalho foi que a propriedade de eletreto foi obtida sem depender de nanopartículas tóxicas como intensificadores de carga, o que nunca foi relatado anteriormente.

Outros estudos também utilizaram a técnica de eletrofiação e obtiveram nanofibras de poli(fluoreto de vinilideno)/poliestireno (HE *et al.*, 2022), isolado de proteína de soja/polimida-6/nitrato de prata (JIANG *et al.*, 2018), quitosana/polimida-6 (SUN *et al.*, 2020), poliéster/ciclodextrina (KAYACI; UYAR, 2014), álcool polivinílico/co/polietileno/TiO₂ (LIU *et al.*, 2015b), álcool polivinílico/co/polietileno (YI *et al.*, 2018), polissulfona/poliacrilonitrila/poliamida-6 (ZHANG *et al.*, 2016d), nanotubos de haloisita polidopaminérgicos/revestidos (DEMIREL *et al.*, 2022), poliimida/ SiO₂ (LI *et al.*, 2020a), poliácridonitrila/SiO₂ (WANG *et al.*, 2014b), polissulfona/titânia (WAN *et al.*, 2014), ácido polilático (KARABULUT *et al.*, 2022), ácido polilático/quitosana (LI *et al.*, 2018a), poliácridonitrila/MOF (LEE; JEON, 2020; MIRZAEI *et al.*, 2021), poliácridonitrila/TiO₂/Ag (HARTATI *et al.*, 2022), poliácridonitrila/MgO (DEHGHAN *et al.*, 2016; HABIBI MOHRAZ

et al., 2020), poliétersulfona/BaTiO₃ (WANG *et al.*, 2018), poli-3-hidroxi-butirato/TiO₂ (OLKHOV *et al.*, 2016), nanofibras de fluoreto de polivinilideno semelhantes a lã encaracolada (LI *et al.*, 2020b), e ácido polilático/policaprolactona/Ag/Zn (CHENG *et al.*, 2022). Altas eficiências de coleta para diferentes tipos de partículas foram possíveis de serem obtidas por esses trabalhos.

Alguns autores sugerem uma modificação da técnica de eletrofiação para aplicação sem agulhas (LI *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2016a), permitindo a obtenção de fibras menores que 100 nm, alta eficiência e atividade bacteriana. Outros métodos empregados foram o *meltblowing* (JACKIEWICZ; WERNER, 2015), *forcespinning* (SALUSSOGLIA; TANABE; AGUIAR, 2020), método de prensagem a frio, incluindo extrusão, alongamento e aquecimento da pasta (XU *et al.*, 2022a). A mistura de diferentes técnicas para a produção de nanofibras foi avaliada por Zhang e colaboradores (2016c) (técnicas de eletrofiação com processos físicos de ligação) e Xu e colaboradores (2022b) (*meltblowing* com eletrofiação), melhorando sua durabilidade e eficiência, sem afetar fortemente a queda de pressão.

O uso de meios filtrantes com nanofibras permitiu aumentos na eficiência de coleta de nanopartículas e na permeabilidade ao ar. Além disso, os vários processos de fabricação desses materiais também propuseram avanços significativos na filtração de bioaerossóis e na adição de nanopartículas com diferentes propriedades. É importante ressaltar que essa área possui grande potencial de desenvolvimento, e alguns processos ainda precisam ser otimizados para viabilizar economicamente seu uso.

O uso de nanofibras no processo de filtração tem sido considerado uma nova geração de materiais capazes de remover eficientemente partículas poluentes, devido às suas características como alta área de superfície específica, alta porosidade e possibilidade de construção de novos projetos. Apesar do grande potencial do uso de nanofibras em processos de filtração, ainda há muitos desafios a serem resolvidos:

- i) o uso de diferentes suportes para a deposição de nanofibras mostra que há necessidade de melhorar as propriedades mecânicas das nanofibras, possibilitando sua utilização em condições mais severas;
- ii) um dos desafios que devem ser enfrentados é o uso de solventes tóxicos para a produção de nanofibras, o que faz com que alguns grupos de pesquisa explorem solventes menos tóxicos ou os chamados "solventes verdes";
- iii) muitos dos processos de produção de nanofibras ainda estão em escala laboratorial, o que mostra a necessidade tanto de melhorar o processo de eletrofiação quanto de desenvolver novos produtos e tecnologias capazes de

- aumentar a escala de produção;
- iv) com o desenvolvimento de novas estruturas empregando nanofibras, novos modelos poderiam ser desenvolvidos que seriam capazes de descrever a eficiência de filtração e a queda de pressão para diferentes estruturas de nanofibras;
 - v) para nanofibras funcionalizadas com estruturas 0D, 1D ou 2D, deve-se tomar cuidado para garantir que essas nanoestruturas não se desprendam durante o uso. Essa força de adesão das nanopartículas reflete no reaproveitamento dos filtros e na segurança de quem os utiliza, evitando o desprendimento de, por exemplo, nanopartículas;
 - vi) utilização de polímeros reciclados que, juntamente com solventes verdes, tornariam o processo de eletrofiliação mais amigo do ambiente;
 - vii) uso de membranas de nanofibras em condições reais e com amostras reais, então isso daria construções para abordar o uso de nanofibras mais realistas.

2.1.3. Considerações sobre a filtração de ar

Esta revisão bibliográfica explorou diversos aspectos da filtração de nanopartículas, abordando tecnologias recentes voltadas para aumentar a eficiência da coleta de partículas. Como partículas com diâmetros inferiores a aproximadamente 0,3 μm apresentam baixa eficiência de captura, o avanço de novas técnicas e meios filtrantes é essencial. Estudos nessa área permitem não apenas a redução das emissões de nanopartículas na atmosfera, mas também ajudam a mitigar os impactos negativos que essas partículas podem causar à saúde humana.

Entre as abordagens discutidas, os filtros de eletreto se destacaram por introduzirem mecanismos eletrostáticos que elevam consideravelmente a eficiência de coleta. Filtros híbridos também mostraram potencial na captura de partículas finas, embora a maioria das pesquisas tenha se concentrado em micropartículas. À medida que a necessidade de sistemas mais eficientes cresce, as pesquisas têm direcionado esforços ao desenvolvimento de meios filtrantes inovadores, especialmente aqueles baseados em fibras funcionalizadas.

A incorporação de nanofibras, frequentemente obtidas por processos como a eletrofiliação, representa um avanço significativo nesse campo. Essas fibras demonstraram sucesso na captura de partículas ultrafinas e bioaerossóis, como bactérias e vírus (incluindo o SARS-CoV-2), devido às suas características estruturais únicas, como alta área superficial e

capacidade de personalização. Dessa forma, o foco agora se volta à produção de nanofibras e suas aplicações em meios filtrantes, especialmente no contexto de multiestructuras compostas por microfibras e nanofibras. Tais estruturas oferecem vantagens como alta eficiência de filtração, menores quedas de pressão e potencial de reutilização. Além disso, o uso de polímeros reciclados na produção dessas fibras pode contribuir para processos mais sustentáveis e economicamente viáveis.

2.2. Eletrofiação

Atualmente, diversas tecnologias têm sido desenvolvidas para a produção de nanofibras, incluindo métodos como alongamento, fiação por sopro e solução, fiação por fusão, fiação de emulsão e eletrofiação (LI *et al.*, 2019; LOU; OSEMWEGIE; RAMKUMAR, 2020). A escolha do método depende das características desejadas para as fibras, bem como da aplicação final. A técnica de eletrofiação é amplamente utilizada na produção de nanofibras, uma vez que as fibras produzidas têm uma aparência uniforme, além de permitir o uso de diversas soluções poliméricas, com uma gama muito ampla de aplicações (ANITHA *et al.*, 2012; GREINER; WENDORFF, 2007; HUANG *et al.*, 2003).

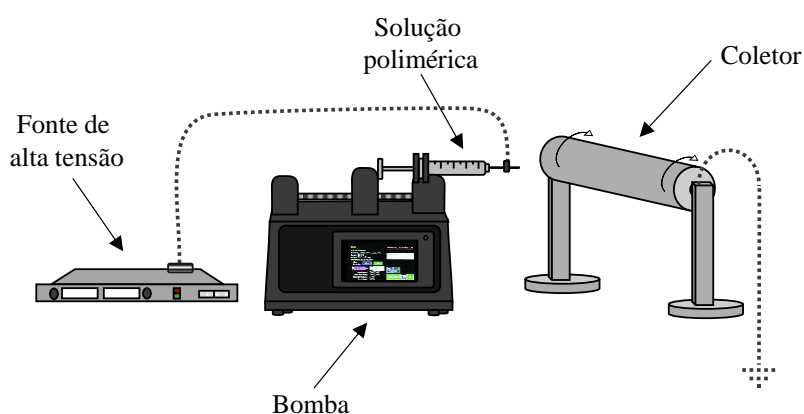
Nanofibras são fibras com diâmetros tipicamente inferiores a 100 nanômetros (ou, em algumas definições, abaixo de 500 nanômetros), caracterizando-se por suas dimensões submicrométricas em pelo menos uma das dimensões. Essas fibras possuem uma elevada razão entre área superficial e volume, o que as torna ideais para aplicações que exigem alta área de contato, como filtração, catálise e liberação controlada de fármacos (LI *et al.*, 2019; LOU; OSEMWEGIE; RAMKUMAR, 2020). Comparativamente, as nanopartículas também apresentam dimensões submicrométricas, mas devido à sua morfologia geralmente esférica, tendem a exibir uma área de superfície ainda maior para um mesmo diâmetro. No entanto, o reaproveitamento de nanopartículas é mais desafiador, pois sua separação do meio de dispersão costuma ser complexa. Logo, a combinação das propriedades de nanopartículas e nanofibras tem sido considerada uma abordagem promissora para otimizar processos e propriedades materiais (BANNWARTH; CRESPIY, 2014).

Assim, com esta revisão bibliográfica, é possível compreender melhor o processo de formação de fibras pela técnica de eletrofiação e entrar em contato com as principais técnicas de modificação de fibras para funcionalizá-las para uma variedade de aplicações.

2.2.1. Processo de eletrofiação

A eletrofiação é uma técnica de fácil operação, baixo custo, que envolve a aplicação de alta tensão entre a ponta de uma agulha e um coletor metálico (Figura 3). A solução polimérica contida na seringa é injetado, com seu fluxo controlado por uma bomba de infusão. Quando a gota de solução sai da ponta da agulha, o campo elétrico provoca deformação e alongamento da gota, formando um cone de Taylor. O alongamento do cone forma um jato viscoelástico que é puxado para longe da ponta da agulha pelo campo elétrico e pela gravidade. A força de tração é gerada pela interação da carga elétrica transportada por um jato com o campo elétrico aplicado. Esta força é transmitida pelo fluxo viscoso, viscoelasticidade do líquido no jato e pela tensão superficial. No caminho para o coletor, ocorre a evaporação do solvente e solidificação das fibras depositas (GREINER; WENDORFF, 2007; RENEKER; CHUN, 1996).

Figura 3. Esquema do processo de eletrofiação.

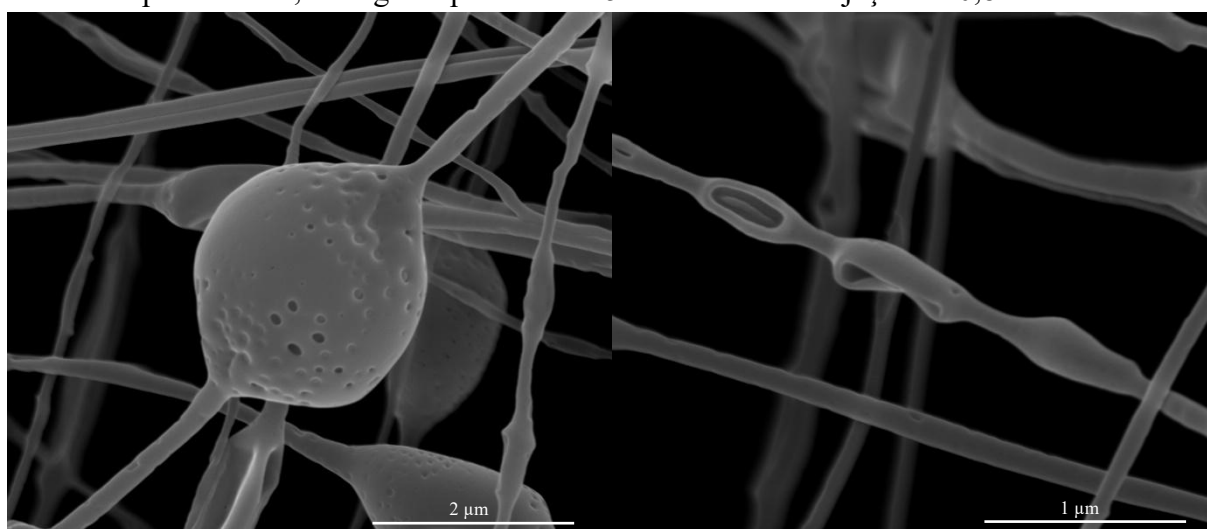


Fonte: Autor.

As fibras formadas apresentam morfologias e diâmetros dependendo da solução, processo e parâmetros ambientais utilizados na eletrofiação. Os principais parâmetros da solução são viscosidade (relacionada à concentração do polímero e massa molar), condutividade, tensão superficial, momento dipolo e constante dielétrica do solvente. Os parâmetros do processo são a vazão de injeção, o campo elétrico aplicado e a distância entre a agulha e o coletor (distância de trabalho). As condições ambientais que influenciam o processo são umidade relativa, temperatura e velocidade do ar na câmara de eletrofiação (DOSHI; RENEKER, 1995; GREINER; WENDORFF, 2007; PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006). Com base nesses fatores, é essencial controlar os parâmetros durante o processo para analisar como cada um deles influenciará as propriedades das fibras formadas.

Os principais parâmetros da solução que afetam o diâmetro das fibras resultantes e a formação de *beads* (pequenas gotas solidificadas ao longo do comprimento da fibra, como ilustrado na Figura 4) são a concentração da solução polimérica, a viscosidade, a condutividade, a tensão superficial, o momento dipolo, a constante dielétrica e a volatilidade do solvente. Esses parâmetros influenciam principalmente a extensão do alongamento do jato que ocorre desde a ponta da agulha até o coletor (CORRADINI *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2012; PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006).

Figura 4. Formação de *beads* nas fibras eletrofiadas utilizando uma concentração de 10% de poliestireno, voltagem aplicada de 25 kV e vazão de injeção de 0,8 mL/h.



Fonte: Autor.

Um dos parâmetros determinantes na eletrofiação é a viscosidade. Está diretamente relacionado à concentração da solução e à massa molar do polímero utilizado. Em baixas concentrações de polímero (baixos valores de viscosidade), o jato se quebra a caminho do coletor, devido à baixa tensão superficial. Assim, nenhuma fibra é formada. Neste caso, a formação de gotículas de polímero (eletropulverização) ou fibras com contas ocorre devido a forças viscoelásticas que não amortecem o mecanismo de quebra. À medida que a concentração da solução polimérica aumenta (maiores valores de viscosidade), a probabilidade de formação de fibras aumenta, à medida que as forças viscoelásticas são mais pronunciadas. No entanto, o diâmetro das fibras eletrofiadas também aumenta com o aumento da viscosidade da solução. Outra desvantagem de usar soluções muito viscosas é que elas podem fazer com que a agulha entupa durante o processo de eletrofiação (COSTA *et al.*, 2012; PILLAY *et al.*, 2013).

A tensão superficial é a força exercida no plano de superfície por unidade de comprimento e é um parâmetro que influencia a cinética da formação do cone de Taylor e o

início do processo de eletrofiação. A força superficial da gota deve ser superada por forças eletrostáticas para as formações do jato e do cone de Taylor. Assim, fibras lisas são formadas sem a presença de grânulos em valores reduzidos de tensão superficial da solução (THENMOZHI *et al.*, 2017). Em soluções que possuem alta condutividade elétrica, haverá mobilidade de íons na solução. Quando um campo elétrico externo é aplicado, as cargas iônicas são orientadas, ocasionando a deformação da solução. Após a formação do cone de Taylor, o processo de ejeção e alongamento do jato contribui para a diminuição do diâmetro final da fibra formada. Maiores valores de condutividade podem ser obtidos pela adição de sal (PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006; THENMOZHI *et al.*, 2017). No entanto, a adição de sal pode afetar a viscosidade da solução, além de sua presença nas nanofibras secas, o que pode impedir seu uso em algumas aplicações, tornando necessário um pós-tratamento para a remoção. Resultados promissores também foram encontrados com a adição de um cossolvente à solução para aumentar a condutividade, como o álcool (PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006). Em alguns casos, a adição de sal é necessária para a dissolução completa do polímero (YAO; LEE; KIM, 2010).

Além das propriedades do polímero utilizado na eletrofiação, a escolha do solvente utilizado no preparo também influenciará a morfologia e o diâmetro das fibras produzidas. Solventes que apresentam maior eficiência no processo de eletrofiação têm altos momentos de dipolo, como N,N-dimetilformamida (DMF), etil-metil-cetona (MEK) e acetato de etila (JARUSUWANNAPOOM *et al.*, 2005). Quando a primeira gota de solução sai da ponta da agulha, o solvente começa a evaporar. Assim, sua volatilidade é um dos parâmetros que influencia o processo de eletrofiação. Solventes mais voláteis facilitam a coleta de fibras secas. No entanto, eles podem causar entupimento da agulha à medida que o solvente evapora e o polímero se solidifica na ponta da agulha. Solventes com menor volatilidade permitem um processo de alongamento mais longo até a completa solidificação, conseqüentemente, produzem fibras mais finas (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005; THOMPSON *et al.*, 2007). A adição de outro solvente pode alterar a concentração de uma solução e melhorar o processo de eletrofiação e a qualidade da nanofibra (SHENOY *et al.*, 2005).

Um dos principais fatores de influência no processo é o vazão da solução (CORRADINI *et al.*, 2017; GREINER; WENDORFF, 2007; PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006). Estudos mostram que, em baixos valores de vazão, fibras com diâmetros menores são produzidas. Neste caso, há menos formação de *beads*. No entanto, uma vazão mínima é necessária para que não falte solução a ser injetada e não produza defeitos nas fibras. Uma vazão maior produz uma gota maior no capilar, o que resulta em uma trajetória mais rápida da solução para o coletor e,

com isso, a evaporação do solvente fica incompleta e ocorre a formação maior de *beads*, além de produzir fibras com solvente (PILLAY *et al.*, 2013; THENMOZHI *et al.*, 2017).

A força elétrica aplicada é outro parâmetro amplamente analisado. Essa força deve ser suficiente para superar a força superficial da gota e formar um cone de Taylor. Dependendo do tipo de solução polimérica, existe uma faixa ideal de campo elétrico na qual ocorre a formação de fibras. Em campos fora da faixa ideal, ocorre maior formação de *beads* ou o jato de polímero é inibido. Diâmetros de fibra menores são obtidos em campos elétricos mais altos, uma vez que o aumento do campo elétrico faz com que o jato se alongue (PILLAY *et al.*, 2013).

A distância entre a agulha e o coletor, chamada de distância de trabalho, é outro parâmetro que pode ser otimizado em busca de menores diâmetros e morfologia adequada. Deve haver uma distância mínima para que todo o solvente seja evaporado durante a viagem até o coletor e não haja formação de *beads* ou mesmo fibras achatadas. Fibras cilíndricas mais uniformes são encontradas com maiores distâncias (PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006; PILLAY *et al.*, 2013).

Um parâmetro que influencia significativamente a morfologia das fibras é o tipo de coletor, bem como sua geometria. Como um campo elétrico é aplicado entre a agulha e o coletor durante a eletrofiação, o coletor deve ser feito de um material eletricamente condutor, como alumínio ou cobre. Existem duas geometrias para o coletor: uma placa plana metálica ou um coletor metálico rotativo. Ao utilizar um coletor rotativo, a morfologia e o diâmetro das fibras serão influenciados pela velocidade de rotação do coletor (PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006).

As condições locais em que a eletrofiação é conduzida, como umidade relativa e temperatura, são os parâmetros ambientais que influenciam as fibras formadas. Altas temperaturas causam uma diminuição na viscosidade da solução polimérica e, como resultado, fibras com diâmetros menores podem ser obtidas (COSTA *et al.*, 2012; PHAM; SHARMA; MIKOS, 2006). Thenmozhi e colaboradores (2017) apresentaram um estudo da influência da temperatura do coletor na morfologia da fibra. Os autores mostram que valores de temperatura ambiente próximos à temperatura de ebulição do solvente utilizado aumentam o número de poros na superfície das fibras. Isso ocorre porque o solvente residual evapora. Em temperaturas superiores à ebulição, a evaporação do solvente é acelerada. Assim, o número e o tamanho dos poros nas fibras aumentam.

Ao avaliar o efeito da umidade relativa, os resultados são diferentes em diferentes estudos. As relações umidade/diâmetro da fibra dependerão dos polímeros utilizados no processo. Por exemplo, Yan e Gevelber (2017) observou que para o poli(óxido de etileno) (PEO), o diâmetro médio da fibra diminui com o aumento da umidade. Thenmozhi e

colaboradores (2017) mostrou a relação entre umidade e temperatura: à medida que a temperatura aumenta, a umidade diminui, uma vez que a evaporação do solvente é mais rápida. Devido a esse fato, a alta umidade leva à formação de fibras mais espessas.

Essas relações destacam a complexidade e a sensibilidade da eletrofiação às condições ambientais, o que torna o controle dos parâmetros essencial para a obtenção de nanofibras com propriedades desejadas. Com isso em mente, os estudos envolvendo a eletrofiação para produção de nanofibras têm explorado diferentes combinações de polímeros, soluções e condições de processo para compreender melhor esses fenômenos e avançar no desenvolvimento tecnológico.

2.2.2. Estudos envolvendo o uso de eletrofiação para produção de nanofibras

Nesta seção, são apresentados os principais avanços na produção de nanofibras por eletrofiação, com destaque para os diferentes polímeros empregados e as técnicas desenvolvidas. Os trabalhos foram organizados por temas que compartilham aspectos em comum, facilitando a compreensão do estado da arte neste campo.

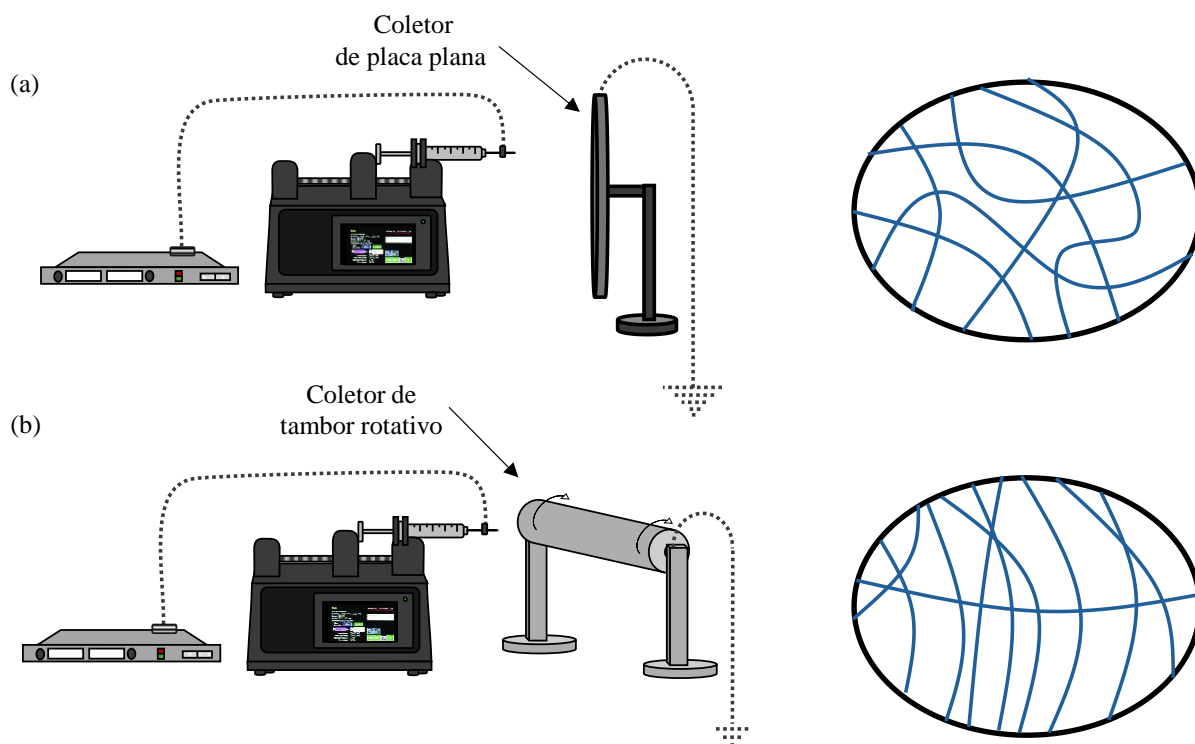
2.2.2.1. Uso de coletores de placas planas e cilindros rotativos

As variáveis de processo, a solução e os parâmetros ambientais podem ser analisadas para encontrar condições experimentais ideais para a produção de nanofibras para uma aplicação específica. Assim, é possível combinar o polímero utilizado às condições de processo para obter fibras com propriedades adequadas dependendo do tipo de aplicação. Um aspecto importante do processo de eletrofiação é o tipo de coletor utilizado. Neste processo, um coletor serve como substrato condutor onde as nanofibras são coletadas. Geralmente, a placa plana de alumínio é utilizada como coletor (Figura 5(a)), mas devido à dificuldade de transferência das fibras coletadas e à necessidade de fibras alinhadas para diversas aplicações, outros coletores, como hastes rotativas e tambores (Figura 5(b)), passaram a ser investigados (BHARDWAJ; KUNDU, 2010).

Devido às instabilidades de flexão dos jatos, as fibras obtidas com a eletrofiação são frequentemente depositadas na superfície do coletor aleatoriamente. Diversas abordagens tentam controlar o movimento do jato pela distribuição do campo elétrico e demonstram uma

tendência para que as fibras coletadas sejam dispostas de forma uniaxial (LI; XIA, 2004). No entanto, este é um objetivo muito difícil de alcançar para nanofibras eletrofiadas porque a trajetória do jato de polímero tem uma forma tridimensional muito complicada (HUANG *et al.*, 2003). No caso de placas como o coletor, o jato é movido lateralmente e forma uma série de bobinas, cujo envelope tem a forma de um cone que se abre em direção ao contra eletrodo, levando a deposições inteiramente aleatórias e desalinhadas (GREINER; WENDORFF, 2007).

Figura 5. Eletrofiação e tipos de coletores: (a) placa plana; (b) tambores rotativos.



Fonte: Autor.

O uso de coletores cilíndricos e rotativos, girando a uma velocidade muito alta, pode orientar as fibras circunferencialmente. No entanto, os alinhamentos das fibras só foram alcançados até certo ponto e as fibras de pequeno diâmetro permaneceram orientadas aleatoriamente (HUANG *et al.*, 2003). Outra maneira é usar duas tiras de metal separadas por um espaço de vários centímetros, causando alterações nas forças eletrostáticas que atuam, o que faz com que as fibras carregadas sejam esticadas para se alinharem perpendicularmente (LI; XIA, 2004). Esforços estão sendo feitos em vários grupos de pesquisa em todo o mundo, mas até agora, as publicações relacionadas às nanofibras alinhadas são muito limitadas.

A principal diferença entre os tipos de coletores está no alinhamento das fibras. Estudos mostram que fibras mais alinhadas alcançam melhores propriedades de tração (CHEN *et al.*,

2021). Essa melhora nas propriedades mecânicas, especialmente na resistência à tração, pode ser explicada pelo fato de sua orientação ser a mesma da força aplicada, o que dificulta a quebra das fibras. As fibras aleatórias terão apenas parte delas na direção da força aplicada (MERIGHI *et al.*, 2019). Chen e colaboradores (2021) observou um módulo de Young para fibras alinhadas 8,5 vezes maior do que para fibras aleatórias. Merighi e colaboradores (2019) também observou uma melhora no módulo de elasticidade, cerca de 5 vezes maior. Os estudos supracitados mostram uma melhora nas propriedades mecânicas das fibras produzidas por coletores rotativos (fibras alinhadas).

2.2.3. Polímeros reciclados utilizados nos processos de eletrofição

O aumento de resíduos plásticos leva a necessidade de encontrar formas e destinações corretas para minimizar seu impacto no meio ambiente. Infelizmente a maioria dos resíduos plásticos ainda vão para aterros sanitários, “lixões” ou incineração (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009; BRIASSOULIS; HISKAKIS; BABOU, 2013; BUJAK, 2015; PAN *et al.*, 2020) e representam um grave risco a saúde pública e ao meio ambiente (HAIDER *et al.*, 2019; LAMBERT; WAGNER, 2017). Uma pequena parcela é reciclada e geralmente transformam em produtos com baixo valor agregado (reciclagem tradicional) que visam apenas reduzir o desperdício em vez de incentivar a reutilização e aumentar seu valor agregado (HOPEWELL; DVORAK; KOSIOR, 2009; LI *et al.*, 2022). A reciclagem moderna é uma escolha superior para o uso de resíduos plásticos em produtos de maior valor, alinhando-se aos princípios da economia circular (LI *et al.*, 2022).

A eletrofição é uma técnica bastante versátil e que permite o uso desses materiais com determinados solventes. Isso adicionaria uma característica superior aos materiais até então considerados “lixos”. Dentre os resíduos que podem ser utilizados estão o polietileno tereftalato (PET, amplamente investigado) (ABBAS *et al.*, 2018; ANGELOV; GEORGIEVA; KARASHANOVA, 2016; BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; DOAN *et al.*, 2020; HUSSAIN *et al.*, 2021; KHORRAM; MOUSAVI; MEHRANBOD, 2017; MAHAR *et al.*, 2017; MEHDI *et al.*, 2018a; MIRJALILI *et al.*, 2020; OPÁLKOVÁ ŠIŠKOVÁ; FRAJOVÁ; NOSKO, 2020; RAJABINEZHAD *et al.*, 2009; STRAIN *et al.*, 2015; SVINTERIKOS; ZUBURTUKUDIS, 2017; ZANDER; GILLAN; SWEETSER, 2016), polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS) (MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2019, 2020; SHIN; CHASE, 2005; SHIN; CHASE; RENEKER, 2005; ZULFI *et al.*, 2018a), poliamida (PA) (OPÁLKOVÁ

ŠIŠKOVÁ *et al.*, 2021; ULRICH; ARENAS, 2020), policaprolactona (PC) (HWANG *et al.*, 2020; ZANDER *et al.*, 2015), ácido polilático (PLA) (AL-QAHTANI; AL-SENANI, 2024), cloreto de polivinila (PVC) (ZULFI *et al.*, 2018b), polivinil(butiral) (PVB) (GUNER; BULBUL; DILSIZ, 2022), policarbonato (ARAÚJO; PEREIRA JUNIOR; WEBER, 2023; MOGHARBEL *et al.*, 2023; ZANDER *et al.*, 2015) e acrilonitrila butadieno estireno (ABS) (ZULFI *et al.*, 2019a).

Muitos estudos fazem uso do polietileno tereftalato (PET) para diversas aplicações. Este é um polímero termoplástico amplamente utilizado, conhecido por suas excelentes propriedades mecânicas, térmicas e químicas (JANG; SADEGHI; SEO, 2022; SADEGHI *et al.*, 2021). É obtido através da polimerização do ácido tereftálico com etilenoglicol em uma reação de condensação (HIRAGA *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2022), resultando em longas cadeias moleculares que conferem ao material sua resistência e durabilidade (HIRAGA *et al.*, 2019). O PET é usado de várias maneiras, desde embalagens de alimentos e bebidas, como garrafas plásticas, até fibras têxteis, filmes e componentes industriais (GUPTA; BASHIR, 2002; JANG; SADEGHI; SEO, 2022; LI *et al.*, 2022). Sua capacidade de ser reciclado de forma eficiente também contribui para sua popularidade, tornando-o uma escolha frequente em aplicações de economia sustentável e circular (REN *et al.*, 2024).

É vantajoso e interessante fazer nanofibras e fibras submicrométricas a partir de PET devido à sua excelente resistência à tração e durabilidade, o que as torna ideais para aplicações que requerem materiais robustos (LI *et al.*, 2022; MAHAR *et al.*, 2017). Por ser altamente resistente a muitos produtos químicos, prolonga a vida útil das nanofibras em ambientes agressivos (KOSHTI; MEHTA; SAMARTH, 2018; UBEDA; AZNAR; NERÍN, 2018). Isso torna esses materiais muito versáteis e podem ser usados para diferentes finalidades. A maioria dos solventes usados para fazer fibras PET, como ácido trifluoracético (TFA) e diclorometano (DCM), são bastante tóxicos (CADORE *et al.*, 2022; VELEIRINHO; REI; LOPES-DA-SILVA, 2008). Especialmente o THF, que é um ácido forte, muito volátil e inflamável, o que torna o processo inseguro (GARAVAGNO *et al.*, 2024; HANSON *et al.*, 2002). A exposição ao THF pode ser prejudicial à saúde, necessitando de medidas de segurança rigorosas no manuseio e armazenamento (GARAVAGNO *et al.*, 2024). Outro ponto a destacar é a dificuldade de formação de fibras com alto teor de umidade, principalmente umidades acima de 50%, exigindo maior controle para obtenção de fibras de alta qualidade (BONFIM *et al.*, 2021a; TANAKA *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2021).

Muitos trabalhos fazem uso da eletrofiação do polietileno tereftalato para diversas aplicações. Šišková, Frajová e Nosko (2020) processaram resíduos de PET obtidos após uso

domésticos por eletrofiação a partir da solução hexafluoro-2-propanol/diclorometano. Eles avaliaram a aplicação como máscaras de uso de proteção individual, demonstrando boa permeação de vapor, respirabilidade e eficiência de coleta. Zander, Gillan e Sweetser (2016) utilizaram garrafas plásticas de PET para produzir meios nanofibrosos para microfiltração. Eles verificaram remoção de até 99% de esferas de látex e efeito biocida. Strain e colaboradores (2015) produziram membranas de PET reciclado por eletrofiação de solução conseguindo determinar notável capacidade das fibras finas em se encolher. Além disso, testes de filtração de fumaça de cigarro demonstraram um alto potencial de filtração.

Bonfim e colaboradores (2021a) usaram resíduos de garrafas PET para produzir meios filtrantes por eletrofiação. Os autores demonstraram que a redução da concentração reduz o diâmetro das fibras. Os filtros na melhor condição demonstraram alta resistência mecânica (4 MPa), permeabilidade razoável ($4,4 \times 10^{-8} \text{ m}^2$), alta porosidade (96%) e alta eficiência de coleta (~100%). Na mesma via, mas com diâmetro de fibras micrométricos, Bonfim e colaboradores (2021b), produziram fibras com PET reciclado e também obtiveram boa resistência e boa eficiência de coleta de partículas. Em outra vertente, Mirjalili e colaboradores (2020) transformaram garrafas PET por eletrofiação e carbonização em um material de carbono ativo eletroquímico que funciona como uma substância supercapacitor de camada dupla. Os autores falaram que após mais estudos, esse material poderia ser usado para armazenamento de energia de redes com aplicação industrial e residencial, moinhos de vento, campos solares e dispositivos eletrônicos portáteis. Nas blends com PET, Zander e colaboradores (2015) propuseram usar a técnica de eletrofiação para produzir fibras finas (próximas a 100 nm pela adição de sal de amônio TBAC) usando resíduos de tereftalato de polietileno, poliestireno e policarbonato. As blends forneceram características melhores que a dos polímeros puros e na filtração de água foram utilizadas fibras de PET com boa eficiência.

Um dos polímeros que podem ser reciclados é o poliestireno (PS), que apresenta grandes problemas de descarte e biodegradação muito lenta, permanecendo por longos períodos na natureza (HO; ROBERTS; LUCAS, 2018; MAAFA, 2021). Na próxima sessão serão abordadas as principais informações sobre esse polímero, bem como suas aplicações, formas de aplicação na eletrofiação e trabalhos que realizaram reciclagem com o processo de eletrofiação.

Outro polímero que tem uma característica de fácil reciclagem é a poliamida (PA), comumente chamada de nylon (LI *et al.*, 2022), que também contribui para uma grande quantidade de produção de resíduos em todo o mundo (ŽAGAR *et al.*, 2020). É um polímero sintético amplamente utilizado devido às suas excelentes propriedades mecânicas, térmicas e químicas, tornando-o ideal para aplicações exigentes (METWALLY *et al.*, 2023; VENOOR *et*

al., 2021; ZHOU *et al.*, 2021a). Comumente, é usado na fabricação de têxteis, componentes automotivos, engrenagens e dispositivos eletrônicos (VENOOR *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2020). A poliamida também possui um bom comportamento de barreira contra gases e óleos, o que amplia ainda mais suas aplicações (EL-MAZRY; CORREC; COLIN, 2012; VENOOR *et al.*, 2021). Em relação à reciclagem, a poliamida pode ser reciclada e reutilizada de diversas formas, inclusive para a produção de nanofibras, com desafios semelhantes aos encontrados com outros polímeros reciclados (presença de impurezas e degradação do material). No entanto, com processos de purificação e técnicas de fabricação adequados, é possível obter nanofibras de alta qualidade a partir da poliamida reciclada, contribuindo para uma abordagem mais sustentável e ecológica do uso de materiais poliméricos (CHAGAS *et al.*, 2024; OPÁLKOVÁ ŠIŠKOVÁ *et al.*, 2021; ULRICH; ARENAS, 2020). Esses problemas são comuns a maioria dos resíduos poliméricos empregados para produção de fibras.

O cloreto de polivinila (PVC) é um polímero termoplástico versátil e amplamente utilizado, conhecido por sua durabilidade, resistência à corrosão, baixa manutenção e custo relativamente baixo (ROSATO, 2011). Suas propriedades incluem alta resistência à umidade, boa estabilidade química e a capacidade de ser moldado em várias formas e tamanhos, o que o torna ideal para aplicações na construção civil (como tubos, perfis de janelas e revestimentos), produtos médicos (como bolsas de sangue e tubos intravenosos), embalagens e produtos domésticos (JANAJREH; ALSHRAH; ZAMZAM, 2015; LUCIANI *et al.*, 2015; SADAT-SHOJAI; BAKHSHANDEH, 2011). Em termos de reciclagem, o PVC pode ser reutilizado para fabricar novos produtos, incluindo a produção de nanofibras. A reciclagem de PVC em nanofibras enfrenta desafios, como a remoção de aditivos e plastificantes que podem estar presentes no material original (LUCIANI *et al.*, 2015; SADAT-SHOJAI; BAKHSHANDEH, 2011).

O polivinilbutiral (PVB) é um polímero termoplástico conhecido por sua boa adesão ao vidro, flexibilidade, transparência, resistência ao impacto e capacidade de formar filmes finos (LÓPEZ-AENLLE; NORIEGA; PELAYO, 2019; PARK *et al.*, 2020b). Essas características tornam o PVB um material amplamente utilizado na indústria automobilística e da construção, principalmente como camada intermediária no vidro laminado para aumentar a segurança e a resistência (GUNER; BULBUL; DILSIZ, 2022; LÓPEZ-AENLLE; NORIEGA; PELAYO, 2019; SWAIN *et al.*, 2015). Além disso, o PVB encontra aplicações em tintas, revestimentos, adesivos e produtos eletrônicos devido à sua boa capacidade de dispersão e propriedades adesivas (SURYADI *et al.*, 2017; WAHIDIN *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2019). Em termos de reciclagem, o PVB pode ser reaproveitado e transformado em novos produtos, incluindo a

produção de nanofibras (LÓPEZ-AENLLE; NORIEGA; PELAYO, 2019). Várias aplicações podem usar esses materiais, como têxteis, revestimento, filtração e adsorção (GUNER; BULBUL; DILSIZ, 2022).

A acrilonitrila butadieno estireno (ABS) também é um polímero termoplástico amplamente valorizado por sua combinação de rigidez, resistência ao impacto, durabilidade e facilidade de processamento (LI *et al.*, 2017; MAO *et al.*, 2016a; RUTKOWSKI; LEVIN, 1986). Com propriedades que incluem boa resistência a temperaturas elevadas, capacidade de ser moldado em formas complexas e uma superfície acabada de alta qualidade, o ABS é frequentemente usado na fabricação de peças automotivas, equipamentos eletrônicos, brinquedos (como os famosos blocos de construção LEGO®), eletrodomésticos e tubos (KULICH *et al.*, 2003; SUN *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2015a). Em termos de reciclagem, o ABS pode ser reaproveitado e transformado em novos produtos, incluindo a produção de nanofibras. A reciclagem de ABS em nanofibras apresenta desafios, como a necessidade de remover impurezas e garantir que o material reciclado mantenha suas propriedades mecânicas e térmicas adequadas (MUNIR; KAMIL; BURHANUDDIN, 2022; NIKMATIN; SYAFIUDDIN; IRWANTO, 2016; SURYADI *et al.*, 2017; ZULFI *et al.*, 2019a)

O poliuretano (PU) é um polímero versátil conhecido por suas propriedades flexíveis e duráveis, abrangendo uma ampla gama de densidades e rigidez (ÖZKAL; CENGİZ ÇALLIOĞLU; AKDUMAN, 2020). Este material é amplamente utilizado devido à sua resistência ao desgaste, elasticidade, capacidade de absorção de impacto e isolamento térmico e acústico (ÖZKAL; CENGİZ ÇALLIOĞLU; AKDUMAN, 2020; WANG *et al.*, 2017). As aplicações comuns de poliuretano incluem espumas para móveis e colchões, revestimentos, adesivos, selantes, elastômeros, componentes automotivos e produtos médicos (WANG *et al.*, 2017). Em termos de reciclagem, o poliuretano pode ser desafiador devido à sua natureza termofixa, o que significa que não se funde facilmente para ser remodelado (NIKJE; GARMARUDI; IDRIS, 2011). No entanto, técnicas como reciclagem química (onde o PU é decomposto em seus monômeros ou outros produtos químicos utilizáveis) podem ser empregadas para reciclar poliuretano (DEL AMO *et al.*, 2022; SIMÓN *et al.*, 2018).

O policarbonato (PC) é um polímero termoplástico conhecido por sua excepcional resistência ao impacto, clareza óptica, estabilidade dimensional e resistência ao calor (KAMBOUR, 1964; MOGHARBEL *et al.*, 2023; SANJAY *et al.*, 2018; ZHANG; XU, 2019). Essas propriedades tornam o material de policarbonato uma escolha para uma ampla variedade de aplicações, incluindo lentes de óculos, CDs e DVDs, painéis de controle de instrumentos, equipamentos de proteção, componentes automotivos e materiais de construção, como telhas e

coberturas transparentes (BAGOTIA; CHOUDHARY; SHARMA, 2018; GHOSAL *et al.*, 2022; KAUSAR, 2018; NICOLAU *et al.*, 2022). Em termos de reciclagem, o policarbonato pode ser desafiador devido à presença de aditivos e sua sensibilidade à hidrólise e degradação térmica durante o processamento (PAYNE *et al.*, 2022; PIÑERO; GARCÍA; COCERO, 2005). No entanto, o policarbonato pode ser reciclado mecanicamente ou quimicamente para produzir novos materiais ou transformado em nanofibras por eletrofiação ou fiação por sopro e solução (ARAÚJO; PEREIRA JUNIOR; WEBER, 2023; MOGHARBEL *et al.*, 2023; ZANDER *et al.*, 2015).

O ácido polilático (PLA) é um polímero biodegradável e biocompatível derivado de fontes renováveis, como milho, cana-de-açúcar e beterraba sacarina (ALBUQUERQUE *et al.*, 2021; RANAKOTI *et al.*, 2022). Conhecido por suas propriedades de alta transparência, baixa toxicidade e capacidade de biodegradação em condições de compostagem industrial, o PLA é amplamente utilizado em embalagens de alimentos, utensílios descartáveis, produtos médicos e odontológicos e em impressão 3D (RANAKOTI *et al.*, 2022; TAIB *et al.*, 2023). Sua rigidez e resistência ao calor moderado também o tornam uma escolha popular em aplicações onde a sustentabilidade é um fator importante (PAN *et al.*, 2016). Em termos de reciclagem, o PLA pode ser reciclado mecanicamente ou quimicamente, mas a infraestrutura para sua reciclagem ainda está em desenvolvimento em muitos lugares (DEBELI; QIN; GUO, 2018; TAIB *et al.*, 2023). A produção de nanofibras a partir de PLA reciclado é viável e apresenta uma oportunidade promissora para aumentar a sustentabilidade (AL-QAHTANI; AL-SENANI, 2024).

Outros polímeros podem ser reciclados para a produção de nanofibras usando eletrofiação, fiação por sopro e solução ou fiação centrífuga, como por exemplo, polimetilmetacrilato (PMMA), ácido poliglicólico (PGA), policaprolactona (PCL), acetato de celulose (CA), poli(ácido lático-co-glicólico) (PLGA) e poli(ϵ -caprolactona) (PCL). No melhor do nosso conhecimento, não há trabalhos na literatura com esses materiais reciclados. No entanto, existem estudos com esses materiais em sua forma não reciclada (ALMEIDA *et al.*, 2020; BALASHOV *et al.*, 2018; BOSWORTH; DOWNES, 2012; DAVARPANAH JAZI *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2016b; ZHAO *et al.*, 2021). Com os solventes certos e a otimização dos parâmetros, existe a possibilidade de reciclá-los também.

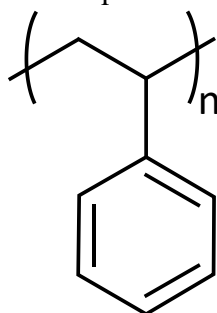
A reciclagem de polímeros para produzir nanofibras representa uma abordagem inovadora e sustentável para a gestão de resíduos plásticos, agregando valor a esses materiais. Apesar dos desafios inerentes, como remover impurezas, manter propriedades mecânicas e degradar o material durante a reciclagem, os avanços tecnológicos estão permitindo que esses

obstáculos sejam superados. A produção de nanofibras a partir de polímeros reciclados não só promove a sustentabilidade e a economia circular, mas também oferece soluções inovadoras para diversas indústrias, reduzindo o impacto ambiental e valorizando materiais que seriam descartados.

2.2.4. Poliestireno

O poliestireno é um polímero sintético de alto peso molecular composto por monômeros de estireno (HO; ROBERTS; LUCAS, 2018; MAAFA, 2021). Sua fórmula química é $(C_8H_8)_n$ e estrutura dada Figura 6. Ele é um material claro, duro e muito quebradiço onde suas formas mais comuns (poliestireno expandido (EPS), extrudado (XPS), de alto impacto (HIPS) e como espuma) são amplamente usadas devido a versatilidade, leveza, estabilidade térmica, limpeza e baixo custo (HO; ROBERTS; LUCAS, 2018; LI *et al.*, 2022). Suas aplicações vão desde embalagens, bandejas, recipientes de alimentos, até espuma de refrigeradores e painéis isolados (HO; ROBERTS; LUCAS, 2018). Devido a isso, seus resíduos são amplamente gerados e sua reciclagem é viável e pode acrescentar valor agregado e tornar seu reuso mais vantajoso.

Figura 6. Fórmula química do poliestireno.



Fonte: Autor.

A avaliação da produção de nanofibras com poliestireno é amplamente investigada na literatura (AUSSAWASATHIEN *et al.*, 2011; AVOSSA *et al.*, 2019; EDA; SHIVKUMAR, 2006; HUSSEIN *et al.*, 2022; LIU; HUANG; JIN, 2015; MARTÍNEZ; BRAVO; PINTO, 2009; OLEIWI; JABUR; ALSALHY, 2021; SHAO *et al.*, 2022; SONG *et al.*, 2014; TANG; HAN; ZHANG, 2021; TANG; LIU; ZHAO, 2019; VONG *et al.*, 2018; WANG; ZHAO; JIANG, 2008; XIN; RENEKER, 2012; ZHANG *et al.*, 2019c; ZHENG *et al.*, 2006; ZULFI *et al.*, 2017). Na tentativa de produzir membranas superhidrofóbicas, Zhang e colaboradores (2019c) avaliaram tanto de cobre quanto de poliestireno para absorção de óleo em água. As membranas

poliméricas foram obtidas pelo eletrofição do isopor com clorobenzeno (CB) e dimetilsulfóxido (DMSO) como solventes e adicionando CTAB como aditivo. Eles conseguiram uma absorção de óleo de até 85 vezes o peso das membranas de poliestireno, além de observarem características superhidrofóbicas que favoreceram essa absorção. Song e colaboradores (2014) sugeriram uma técnica para produzir nanofibras superhidrofóbica com certa resistência mecânica de poliestireno (PS) com óleo de silicone modificado com éster. Os autores verificaram que o óleo de silicone modificado com éster se distribuiu uniformemente nas fibras, resultando em uma estrutura de dupla escala que causou um fenômeno superhidrofóbico na superfície da membrana. A hidrofobicidade em meios filtrantes de ar melhora a eficiência da filtração, evita o entupimento por umidade, prolonga a vida útil do filtro e reduz o crescimento de microrganismos (FIGOLI *et al.*, 2019; OCHANDA *et al.*, 2012). Wang, Zhao e Jiang (2008) fabricaram blends de poliestireno com poli(N-isopropilacrilamida) e avaliaram como a concentração altera a molhabilidade das membranas. Os autores verificaram que é possível alterar a característica da membrana pra superhidrofílica e superhidrofóbica variando a concentração desses polímeros e suas quantidades na membrana.

Diversas blendas são empegadas com o poliestireno para acrescentar propriedades especiais ou melhorar sua resistência mecânica. Hussein e colaboradores (2022) produziram fibras nanoenergéticas obtidas com a exploração da propriedade de cis-1,3,4,6-tetranitrooctahydroimidazo-[4,5-d]imidazol (BCHMX) de girar em uma membrana de nanofibras de poliestireno. Eles verificaram que essas fibras apresentam boa capacidade de reter estímulos externos, sendo interessantes para aplicações com explosivos altamente sensíveis. Aussawasathien e colaboradores (2011) produziu fibras a partir de blends de poli(o-anisidina) (POA) com poliestireno (PS) dopadas com ácido canforsulfônico (CSA). Eles verificaram a aplicações em substratos de ouro para uso como sensores de vapores químicos altamente polares, com boa performance.

Wutticharoenmongkol e colaboradores (2005) produziram blendas de poliestireno (PS) com poli(2-metoxi-5-(2'-etilhexiloxi)-1,4-fenileno vinileno) (MEH-PPV) e obtiveram fibras ultrafinas. Eles verificaram que a capacidade de eletrofição é melhorada obtida pela adição de um sal orgânico, formato de piridínio (PF) ou pela adição de um solvente menor com um alto valor de constante dielétrica. Cécile e Hsieh (2009) avaliaram a formação de fibras de poliestireno e poli(estireno-anidrido maleico) sintetizados por polimerização de radicais livres. Eles avaliaram diversos solventes e verificaram que as propriedades do solvente e a miscibilidade com o polímero afetam fortemente o processo de eletrofição. Eles verificaram que o poli(estireno-anidrido maleico) tem alto potencial de modificações por reações químicas

pós-eletrofiação. Outras blends avaliadas na literatura são poliestireno/poliuretano fluorado (SHAO *et al.*, 2022), poli(fluoreto de vinilideno–trifluoroetileno)/poli(3,4-etilenodioxítiofeno)/poliestireno (MARTÍNEZ; BRAVO; PINTO, 2009), poliestireno/polihidroxibutirato (AVOSSA *et al.*, 2019), poliestireno/poliacrilonitrila (OLEIWI; JABUR; ALSALHY, 2021), poliestireno/poliamida 6 (YOON *et al.*, 2017), poli(vinilcarbazol)/poliestireno (KIM *et al.*, 2012)

Modificações na morfologia da fibra também são comuns, por exemplo Tang e colaboradores (2019) fabricaram fibras ocas e superficiais de poliestireno para remoção de óleo e água. Nas soluções foram adicionadas canfeno e tetraetoxislano como agentes formadores de poros e fibras ocas. Os autores mencionaram que os aditivos, suas distribuições nas fibras, volatilização e umidade são fatores cruciais para obtenção dessas fibras. Altas capacidades de adsorção de óleo foram obtidas e os autores indicaram que essas membranas podem ser usadas para derramamentos de óleo. Lin, Ding e Yu (2010) verificaram uma forma de produzir diretamente fibras poliméricas nanoporosas por eletrofiação do poliestireno. Para isso eles variaram a composição dos solventes e concentração da solução polimérica. Os autores observaram que era possível controlar a formação de poros ao ajustar a pressão de vapor do THF ao adicionar DMF.

No controle das estruturas morfológicas, Uyar e Besenbacher (2008) verificaram o efeito da condutividade da solução para produzir fibras uniformes de poliestireno. Eles determinaram que esse é um parâmetro chave para produzir fibras lisas e sem grânulos e quanto maior seu valor, mais isenta de *beads* são as fibras. Cao e colaboradores (2018) realizaram blends de poliestireno e poli(álcool vinílico) por eletrofiação com dispersões em emulsão, com grande formação de *beads*. No entanto, a microestrutura foi controlada ao regular os parâmetros de eletrofiação e adição de um surfactante não iônico (poloxâmero). Lin e colaboradores (2004) também incluiu um surfactante, mas nesse caso catiônico (brometo de dodeciltrimetilamônio ou cloreto de tetrabutylamônio), para impedir a formação de *beads* e ter uma estrutura mais contínua e uniforme.

A avaliação da eletrofiação do poliestireno é amplamente investigada na literatura, no entanto o processo usando polímeros reciclados é recente e ainda não há muitas pesquisas nessa área. Os trabalhos que envolvem o uso de poliestireno reciclado na eletrofiação focam em avaliar o efeito dos solventes (RAJAK *et al.*, 2019, 2020; SHIN; CHASE, 2005; SHIN; CHASE; RENEKER, 2005) e condições operacionais (ZULFI *et al.*, 2018a). Os diversos tipos de poliestireno com diferentes aditivos e densidades influenciam na produção de fibras e sua morfologia, principalmente por alterações na viscosidade e tensão superficial das soluções

precursoras. Como demonstrado por Rajak e colaboradores (2020), esses parâmetros têm um grande impacto no empacotamento e na porosidade das membranas, bem como nas propriedades mecânicas. A fragilidade das fibras pode impedir diversas aplicações, sendo necessário o uso de suportes para melhorar sua resistência mecânica, como o uso de telas metálicas ou tecidos não tecidos (LIMA *et al.*, 2024). Dessa forma, é interessante buscar outras formas de avaliar esse polímero, seja por avaliação estatística, introdução de novas propriedades e/ou adição de outros polímeros na membrana.

2.2.5. Nanofibras curtas

Nanofibras curtas têm despertado um crescente interesse devido à sua maior facilidade de aplicação e manuseio em comparação às nanofibras contínuas obtidas por eletrofiação. Enquanto as nanofibras contínuas formam membranas altamente porosas e estruturadas, sua manipulação e incorporação em diferentes matrizes podem ser desafiadoras devido à sua tendência à aglomeração e dificuldades na dispersão homogênea (SHAKIL *et al.*, 2020, 2022a). Em contrapartida, nanofibras curtas podem ser facilmente dispersas em solventes ou matrizes poliméricas, permitindo sua utilização em revestimentos, compósitos estruturais e dispositivos funcionais (CHEN *et al.*, 2012b; GABR *et al.*, 2014; SHAKIL *et al.*, 2022b). Além disso, por serem mais fáceis de manipular e integrar em diferentes formulações, as nanofibras curtas não exigem aparatos especializados para aplicação, tornando seu uso acessível a uma gama maior de laboratórios, indústrias e público em geral.

Diferentes técnicas são empregadas para a obtenção de nanofibras curtas a partir de nanofibras contínuas. Chagas e colaboradores (2025) demonstraram que a fragmentação mecânica de membranas é uma abordagem eficiente para gerar nanofibras curtas com boa dispersibilidade. Por mais que esse seja um método simples e fácil de ser empregado (CHAGAS *et al.*, 2025; CHEONG *et al.*, 2020; XU *et al.*, 2015; ZHAO *et al.*, 2020), existe grandes dificuldades no controle do comprimento final e alterações na morfologia com os cortes (SHAKIL *et al.*, 2022a). Para evitar isso, outros métodos, como sonicação (KARIMI *et al.*, 2021), fragmentação do jato polimérico durante a eletrofiação (GREENFELD; ZUSSMAN, 2013; SHENOY *et al.*, 2005), cortes térmicos ou químicos (SHAKIL *et al.*, 2022a), têm sido explorados para controlar o comprimento e a morfologia das nanofibras. Shakil e colaboradores (2022b) destacaram que cada uma dessas técnicas apresenta vantagens e desafios, sendo essencial otimizar os parâmetros do processo para obter fibras com razão de aspecto controlada

e evitar aglomeração excessiva. A moagem mecânica, por exemplo, permite a obtenção de nanofibras curtas em larga escala, mas pode induzir danos estruturais. A sonicação, por outro lado, oferece um controle mais refinado sobre o comprimento das fibras, mas apresenta limitações quanto à quantidade de material processado por ciclo.

A obtenção de suspensões estáveis de nanofibras curtas é um aspecto crítico para sua aplicação em processos de fabricação e funcionalização de superfícies. Diferentes estratégias são adotadas para evitar a aglomeração das nanofibras em meio líquido, incluindo a escolha adequada de solventes, modificações químicas na superfície das fibras e o uso de agentes dispersantes (DEUBER; ADLHART, 2017). A seleção do meio de dispersão influencia diretamente a estabilidade da suspensão (KANAI *et al.*, 2023; LIU *et al.*, 2023; ZHANG; ZHANG, 2018). Por exemplo, suspensões em solventes orgânicos podem apresentar maior estabilidade devido às interações com as superfícies das fibras, enquanto suspensões aquosas podem necessitar de surfactantes para evitar a reaglomeração (KARIMI *et al.*, 2021; SHAKIL *et al.*, 2022a; ZANINI *et al.*, 2017). A avaliação da estabilidade das suspensões é essencial para avaliar a durabilidade e possíveis aplicações desses sistemas dispersos (MCCLEMENTS, 2007). De toda forma, a escolha do dispersante depende do polímero empregado e da aplicação desejada.

Shakil e colaboradores (2022b) exploraram a incorporação de nanofibras curtas em compósitos epóxi, evidenciando que sua adição pode melhorar a rigidez e a tenacidade dos materiais. Os resultados indicaram que a distribuição homogênea das nanofibras na matriz polimérica reduz a fragilidade do material e melhora sua resistência a fraturas. Além disso, foi demonstrado que a interação entre as nanofibras e a matriz pode ser ajustada através de tratamentos superficiais, como funcionalização química ou revestimento com camadas poliméricas. Outros trabalhos na literatura também tem demonstrado que a incorporação de nanofibras curtas podem melhorar as aplicações de diversos materiais, como desempenho catalítico ou fotocatalítico (DENIZ *et al.*, 2011), resistência de reforços estruturais (CHEN *et al.*, 2012b; SHAKIL *et al.*, 2022b), bioatividade para aplicações biomédicas (KARIMI *et al.*, 2021; KARIMIZADE *et al.*, 2024; NING *et al.*, 2023; ZHOU *et al.*, 2023) e eficiência de coleta de partículas do ar (CHAGAS *et al.*, 2025; LANGNER; GREINER, 2016).

Dentre os trabalhos que envolveram a filtração de ar, Chagas e colaboradores (2025) investigaram o uso de nanofibras curtas de acetato de celulose para filtração de ar e demonstraram que sua incorporação em filtros resultou em uma eficiência significativamente maior na captura de partículas ultrafinas, sem comprometer a perda de carga do sistema. A forma dispersa das nanofibras curtas permitiu um melhor aproveitamento do material filtrante,

resultando em uma estrutura mais homogênea e eficiente. Já Langner e Greiner (2016) exploraram a utilização de nanofibras curtas de ácido poli(dianidrido piromelítico-co-4,4-oxidianilina)âmico obtidas por eletrofiação e subsequente fragmentação para a produção de meios filtrantes utilizados em filtração de aerossóis. O estudo comparou diretamente filtros obtidos por eletrofiação convencional e aqueles produzidos por dispersões de nanofibras curtas, utilizando um processo de deposição úmida (*wet-laid*). Os resultados indicaram que ambos os tipos de filtros apresentaram eficiências de filtração similares, mesmo quando a carga de nanofibras era equivalente. No entanto, os filtros produzidos a partir das dispersões de nanofibras curtas apresentaram vantagens significativas em termos de escalabilidade e facilidade de processamento, permitindo uma deposição mais rápida e controlada do material filtrante.

As nanofibras curtas representam uma abordagem promissora para a melhoria de sistemas de filtração de ar, combinando as vantagens das nanofibras convencionais com maior facilidade de processamento e aplicação. A obtenção dessas fibras a partir da fragmentação de nanofibras contínuas permite sua incorporação em diferentes matrizes filtrantes, garantindo melhor controle estrutural e desempenho aprimorado em comparação com métodos tradicionais. No entanto, há uma escassez de estudos abordando especificamente o uso de nanofibras curtas para filtração de ar, o que ressalta a necessidade de mais pesquisas nessa área. No que se refere especificamente ao uso de nanofibras curtas de poliestireno para filtração de ar, os estudos são mais limitados. Sua utilização em substituição ou em complemento às nanofibras contínuas abre novas possibilidades para a produção de materiais filtrantes mais acessíveis e personalizáveis.

2.2.6. Considerações sobre a eletrofiação

Fibras produzidas por eletrofiação possuem propriedades interessantes como alta área superficial, alta porosidade e dimensões em nanoescala que as tornam atrativas para diversas aplicações em diferentes áreas. A modificação dessas fibras com tratamentos durante ou após a eletrofiação as torna ainda mais específicas e as funcionaliza para cada campo de aplicação. Portanto, esta revisão bibliográfica considerou uma visão macro sobre diferentes estratégias para desenvolver fibras a partir da técnica de eletrofiação, algumas formas de funcionalização e tratamentos das fibras. Tudo depende do tipo de aplicação para determinar as variáveis do processo, que vão desde o polímero utilizado e as condições de eletrofiação até qual melhor

estilo de processo ou coletor empregado. Ainda existem muitos desafios em relação à modificação de fibras produzidas por eletrofiação. Vários fatores alteram as propriedades das fibras e a combinação entre eles é importante para a especificidade da fibra a ser produzida. A busca por materiais novos e cada vez mais específicos continua até hoje. Devido a isso, novas técnicas foram desenvolvidas, bem como combinações de diferentes materiais em um mesmo componente. Um desses materiais é o poliestireno, que por mais que seja amplamente investigado na literatura, sua reciclagem por eletrofiação ainda é escassa. Logo, encontrar formas de agregar valor e funcionalizar esse resíduo pode ajudar a reduzir seu descarte na natureza e favorecer a sustentabilidade dos processos.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

O objetivo desta tese é desenvolver, otimizar, modificar e caracterizar meios filtrantes produzidos pela eletrofiação de poliestireno reciclado, com foco no aprimoramento da morfologia das fibras, eficiência de coleta de partículas do ar, resistência mecânica e aplicabilidade.

3.2. Objetivos específicos

- Reciclar o poliestireno expandido de forma a obter nanofibras e fibras submicrométrica pelo processo de eletrofiação.
- Avaliar a maior porcentagem possível para adição de DL-limoneno para reduzir o uso de N,N-dimetilformamida (DMF) como solvente da solução de poliestireno reciclado.
- Avaliar estatisticamente os parâmetros de solução (concentração polimérica e porcentagem de DL-limoneno) e de processo (voltagem aplicada e vazão de injeção) para identificar sua influência sobre o diâmetro e morfologia das fibras.
- Otimizar as condições acima de forma a obter meios filtrantes com alta eficiência de coleta de nanopartículas, baixa queda de pressão e alto fator de qualidade.
- Produzir meios filtrantes com fibras eletrofiadas de poliestireno e PET a fim de

melhorar as propriedades mecânicas.

- Produzir suspensões contendo nanofibras curtas de poliestireno e investigar a influência de diferentes dispersantes na estabilidade das suspensões.
- Explorar a aplicação de suspensões de nanofibras curtas em diferentes substratos (materiais de uso comuns e filtros comerciais) por meio de técnicas como filtração a vácuo e pulverização, avaliando suas potencialidades para filtração de ar.
- Realizar a caracterização das fibras produzidas, incluindo propriedades estruturais, térmicas, mecânicas e morfológicas.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

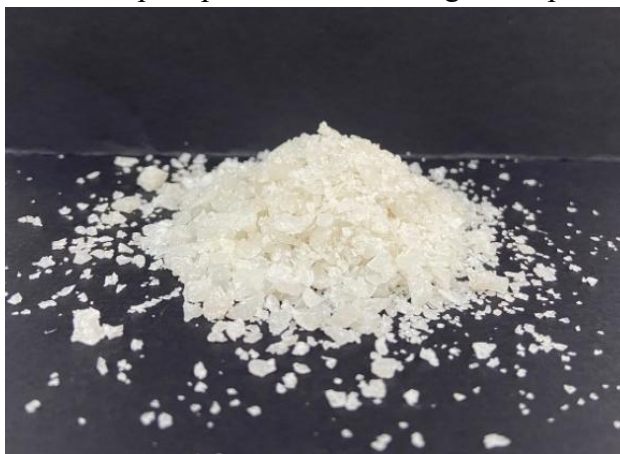
4.1. Materiais

Os materiais utilizados nesse estudo foram N,N-Dimetilformamida (DMF) (Neon), DL-Limoneno (L) (Sigma Aldrich), cloreto de sódio (99,7%, J.T.Baker), álcool isopropílico (Neon), e álcool etílico (Neon). Todos os produtos químicos foram usados como recebidos. Poliestireno (PS) e poliestireno tereftalato (PET) foram reciclados a partir de placas de isopor e garrafas de 2 L, respectivamente.

4.2. Reciclagem do poliestireno expandido

Placas de poliestireno expandido compradas em uma papelaria local no Brasil foram cortadas e lavadas em água corrente para remoção de impurezas. Elas foram trituradas até que todo material estivesse na forma de pequenas bolinhas e levadas para uma estufa com recirculação de ar a 150 °C por 24 horas. Essas condições foram definidas de forma a garantir que toda água e ar tenham sido removidas nessa etapa. Esse processo produziu um material duro que foi triturado até a forma de grânulos. Para garantir que não houvesse contaminação e resíduos, esse material granular foi lavado em água corrente com auxílio de uma peneira, seguindo por três lavagens com água deionizada e desmineralizada (resistividade a 25°C de 18,2 MΩ.cm). O material foi levado a uma estufa a 60°C por 24 h, dessa vez sem recirculação de ar. O material foi acondicionado e utilizado em todos os experimentos desse trabalho. A Figura 7 demonstra os grânulos formados após esse processo.

Figura 7. Grânulos obtidos pelo processo de reciclagem do poliestireno expandido.

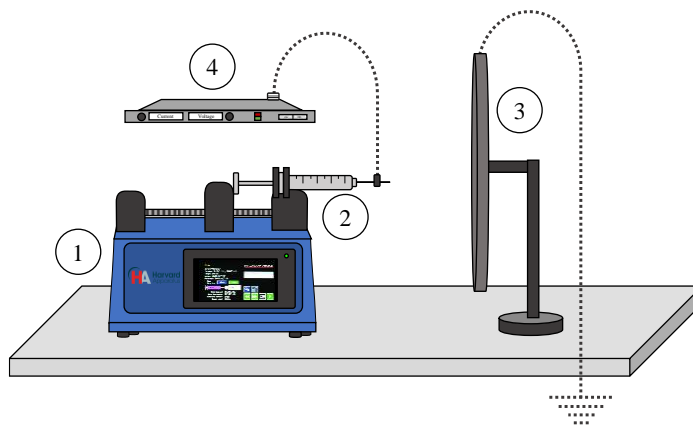


Fonte: Autor.

4.3. Processo de eletrofição

O aparato experimental utilizado no processo de eletrofição é apresentado na Figura 8. Uma bomba de infusão (Harvard Apparatus, Model Infuse 70-4500) alimentou o sistema com uma solução polimérica contida em uma seringa. Essa seringa possuía uma agulha na ponta (24G, 0,55 mm) que estava conectada a uma fonte de alta tensão (HSensor). Um coletor aterrado foi colocado a uma distância de 10 cm da ponta da agulha. Na superfície dessa placa foi colocado um substrato para coleta das nanofibras. Todo sistema estava dentro de uma caixa ligada a um sistema de exaustão. Durante os testes experimentais, os valores de umidade e temperatura foram controlados e mantidos abaixo de 30°C e 50%, respectivamente, com auxílio de um higrômetro (Kasvi). Os principais equipamentos e acessórios serão apresentados de forma mais detalhada nas próximas subseção.

Figura 8. Representação do aparato experimental do processo de eletrofição onde: 1) bomba de infusão; 2) seringa e agulha; 3) placa coletora; 4) fonte de alta tensão.



Fonte: Autor.

4.3.1. Substrato

As nanofibras de poliestireno possuem baixa resistência mecânica. De forma a melhorar sua aplicabilidade e tornar possível seu uso como meios filtrantes foi utilizado um substrato de cobre, escolhido devido a sua alta resistência e padrão de abertura (malha 40). Essa tela foi fornecida pela empresa Tegape, com abertura de 0,425 mm e diâmetro do fio de 0,23 mm. A Figura 9(a) demonstra uma imagem de microscopia óptica da tela utilizada como substrato nesse estudo.

Para avaliar o impacto da tela de cobre na morfologia das fibras e na eficiência de coleta, foi também utilizado uma tela de alumínio (Figura 9(b)), também malha 40 e da empresa Tegape, e uma tela de celulose confeccionada no laboratório (Figura 9(c)). Para a confecção, foi utilizado uma peneira de malha 12 e uma agulha, fazendo furos de forma regular, de forma a obter uma abertura de 1,19 mm e espessura de 1,29 mm.

Figura 9. Microscopia óptica com ampliação de 5x dos substratos utilizados para deposição das fibras onde: (a) tela de cobre; (b) tela de alumínio. (c) Imagem da tela de celulose.

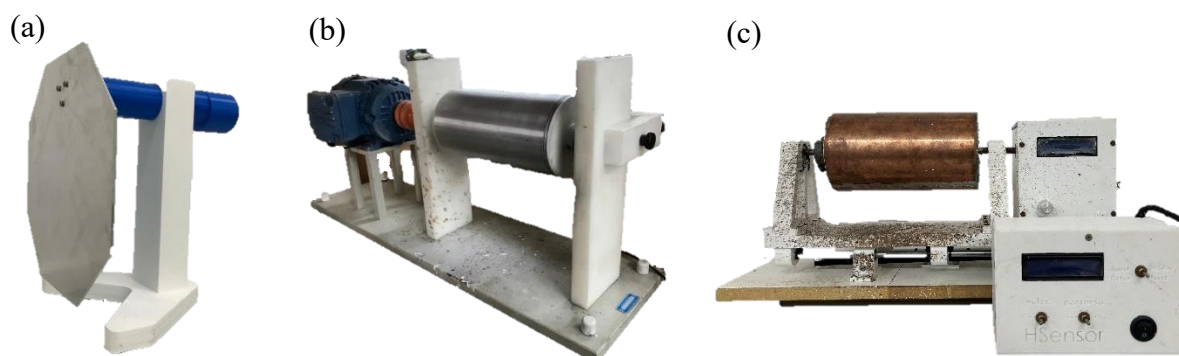


Fonte: Autor.

4.3.2. Coletores

Três tipos de coletores foram empregados nesse trabalho. Testes preliminares foram realizados para determinar qual a melhor escolha para a filtração de ar. Foi definida que o coletor de placa plana (Figura 10(a)) seria utilizado em todos os testes com poliestireno expandido reciclado. O coletor rotativo (Figura 10(b)) foi utilizado principalmente nos testes preliminares. Outro tipo de coletor rotativo da marca HSensor (Figura 10(c)) foi utilizado nos testes envolvendo PET/PS e apresentava, além da rotação, um movimento horizontal, com velocidade de 5 cm/s, de forma a melhorar o entrelaçamento das fibras dos dois polímeros.

Figura 10. Coletores utilizados no processo de eletrofação onde: (a) placa plana; (b) tambor rotativo; (c) tambor rotativo com movimento horizontal.



Fonte: Autor.

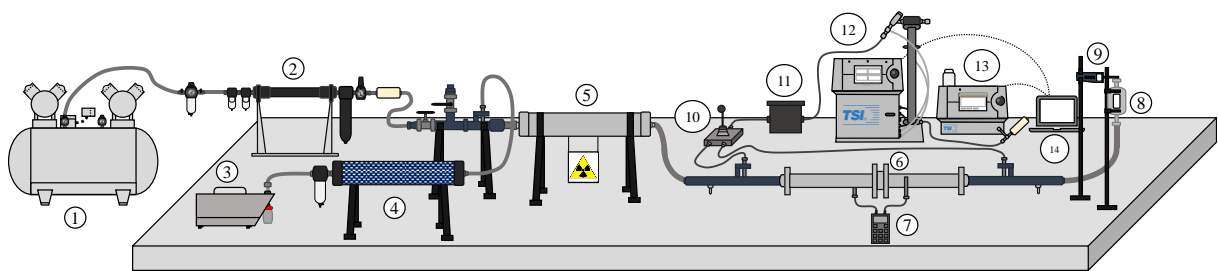
4.4. Testes de filtração de nanopartículas e permeabilidade

Os testes de filtração de nanopartículas utilizaram a unidade experimental evidenciada na Figura 11. O ar fornecido por um compressor (Schulz, modelo MSV 12/175) entrou na linha principal, onde passou por um sistema de purificação (TSI, modelo 3074B) para remoção de óleos, gotículas de líquidos, partículas finas e umidade residual. Paralelamente, um gerador de nanopartículas (TSI, modelo 3079) produziu um aerossol concentrado a partir de uma solução de NaCl 0,1 g/L e o encaminhou para um secador difusional (TSI, modelo 3062) para secar e remover vapor de água. Essa corrente também foi encaminhada para linha principal onde se misturou com o ar do compressor. Após a mistura, o aerossol passou por uma fonte neutralizadora de Kr-85 (TSI, modelo 3054), para remoção de cargas eletrostáticas residuais, e seguiu para um filtro de ar, contendo o meio filtrante com área de 5,72 cm². O ar limpo, após a filtração, seguiu para um rotâmetro (TSI, modelo 4100) conectado no final da linha principal. A vazão foi controlada no final da linha principal com auxílio de um rotâmetro digital (TSI, modelo 4100 ou Aalborg, modelo GFM17) e mantida em 1,5 L/min (velocidade superficial de 4,8 cm/s). A velocidade superficial empregada neste estudo está na faixa comumente avaliada na literatura para membranas produzidas por eletrofação (entre 4,0 e 5,3 cm/s) (BONFIM *et al.*, 2021b; BORTOLASSI *et al.*, 2019; FAN *et al.*, 2019; MATA *et al.*, 2023; MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2020; SHAO *et al.*, 2024; ZULFI *et al.*, 2019b). Os valores de temperatura e umidade relativa foram obtidos com auxílio de um higrômetro (Hygropalm, Rotronic).

Uma válvula de três vias permitiu a coleta de amostras a jusante e a montante do filtro. Essa amostra foi encaminhada para uma fonte neutralizadora de Am-241, seguindo para medição no Scanning Mobility Particle Sizer Spectrometer (SMPS) (TSI, modelo 3936),

consistindo em um classificador eletrostático (TSI, modelo 3080) com um analisador de mobilidade diferencial (Long DMA, TSI, modelo 3081) e um contador de partículas ultrafinas (UCPC, TSI, modelo 3776). O software Aerosol Instrument Manager® (TSI) foi usado para processamento e visualização dos dados. Todas as medições foram realizadas em triplicatas. No DMA são introduzidas duas correntes na parte superior: o ar de diluição (*sheath flow rate*) e o aerossol polidisperso (*sample flow rate*). No classificador eletrostático, é possível ajustar suas vazões, desde que se mantenha a relação 1/10 entre os valores conforme recomendado pelo fabricante. Nos experimentos foram utilizados os valores de 15 e 1,5 L/min, respectivamente, para o *sheath flow rate* e *sample flow rate*. Dessa forma, a faixa de diâmetro de partículas analisadas foi entre 6,38 a 232,9 nm. No classificador eletrostático foi utilizado o modo de operação de vazão alta (1,5 L/min), onde 1,2 L/min da vazão de entrada foi desviada como *bypass* e 0,3 L/min da vazão de entrada segue para o conjunto do sensor.

Figura 11. Representação esquemática da unidade experimental de filtração de nanopartículas onde: 1) compressor; 2) sistema de purificação de ar; 3) gerador de nanopartículas; 4) secador por difusão; 5) neutralizador de aerossol (Kr-85); 6) filtro de ar; 7) manômetro digital; 8) medidor de vazão; 9) higrômetro digital; 10) válvula de três vias; 11) neutralizador de aerossol (Am-241); 12) classificador eletrostático; 13) contador de partículas; 14) computador.



Fonte: Autor.

Foram utilizados filtros de ar construídos de PVC com diâmetro de 2,5 cm. Nele foram adicionadas tomadas de pressão a 15 cm do filtro e tomadas de amostragem do aerossol a 39 cm do filtro. Essa amostragem ocorria por sondas metálicas de 2 mm de diâmetro interno alinhadas no centro da tubulação através de um ângulo reto. A tubulação no ponto de amostragem possui diâmetro de 2,6 cm e mangueiras de 0,5 cm de diâmetro, conectadas em cada sonda, conduziam o aerossol para uma válvula de três vias.

Nas tomadas de pressão foram acoplados um manômetro digital da TSI, VelociCalc, model 3A-181WP09. Através dele foi verificado a pressão em cada experimento, além de

determinar a permeabilidade dos meios filtrantes. Para isso, foram variadas a vazão de ar entre 0 e 10 L/min, medindo a queda de pressão produzida em cada vazão. A constante de permeabilidade (K_1) foi obtida usando a Equação de Darcy (Equação 1), através da regressão do gráfico de $\Delta P/L$ versus velocidade do ar.

$$\frac{\Delta P}{L} = \frac{\mu}{K_1} v_s \quad \text{Equação 1}$$

Nessa equação, ΔP é a queda de pressão (Pa), μ é a viscosidade do gás (Pa.s), L é a espessura do meio filtrante (m) e v_s é a velocidade superficial de filtração (m/s), calculada dividindo a vazão volumétrica pela área superficial das amostras.

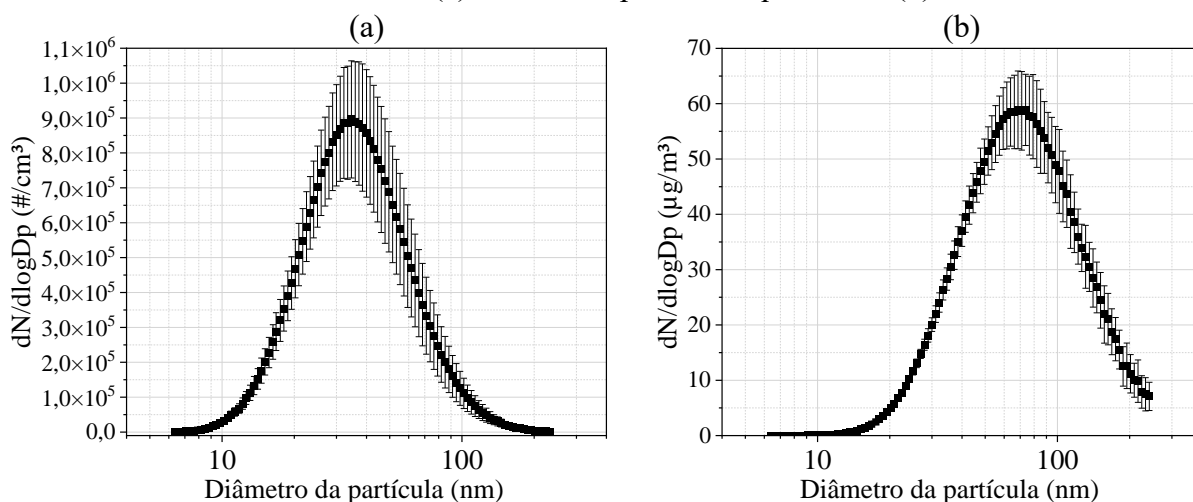
Para relacionar diretamente a queda de pressão e a eficiência, foram calculados fatores de qualidade de acordo com a Equação 2.

$$Q_f = \frac{-\ln(1 - \eta)}{\Delta P} \quad \text{Equação 2}$$

4.4.1. Distribuições granulométricas de nanopartículas na entrada do filtro

A Figura 12 mostra a distribuição granulometria obtida pela média da concentração na entrada do filtro em todos os testes desse trabalho. A Tabela 1 evidencia a média das concentrações em massa e número de partículas, mediana e desvio padrão geométrico (σ).

Figura 12. Média das distribuições granulométrica de nanopartículas de todos os testes desse trabalho tanto em (a) número de partículas quanto em (b) massa.



Fonte: Autor.

Tabela 1. Valores de concentrações mássica e por número de partículas, mediana e desvio padrão geométrico (σ) na entrada dos filtros para os testes com nanopartículas

Parâmetro	Número	Massa
Concentração mássica ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-	$64,57 \pm 6,12$
Concentração em número de partículas (partículas/ cm^3)	482277 ± 66189	-
Mediana (nm)	$35,38 \pm 2,11$	$88,36 \pm 2,83$
σ	$1,65 \pm 0,02$	$1,68 \pm 0,02$

Fonte: Autor.

A eficiência foi calculada experimentalmente pela relação entre a concentração de entrada (C_i) e concentração de saída (C_o), seguindo a Equação 3. Para a eficiência global se utilizou as concentrações totais dadas pelo SMPS. Também foram calculadas eficiências fracionadas, para os diâmetros entre 6,38 e 232,9 nm.

$$\eta = \frac{C_i - C_o}{C_i} \times 100\% \quad \text{Equação 3}$$

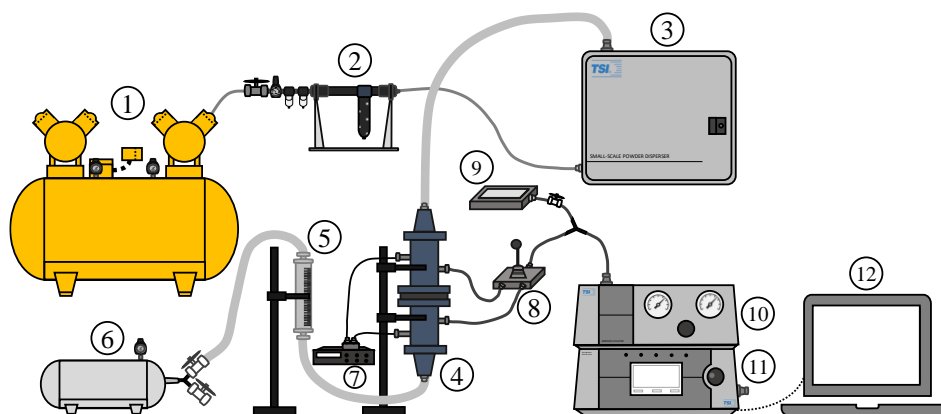
4.5. Testes de filtração de micropartículas

Os testes de filtração de micropartículas utilizaram a unidade experimental evidenciada na Figura 13. O ar fornecido por um compressor foi encaminhado para um sistema de purificação (TSI, modelo 3074) para remoção de impurezas e umidade. Esse ar seguiu para o dispersor de pó em pequena escala (TSI, modelo 3436), com intuito de arrastar o pó de cal hidratada contido em um disco rotatório de forma a formar um aerossol. O ar com micropartículas é direcionado ao filtro contendo o meio filtrante com auxílio de uma bomba de sucção (Gast, modelo 0523-101Q-Q582DX). Para controle da vazão do sistema, foi instalado um rotâmetro (Gilmont, nº 14, CP90533), entre o filtro e a bomba de sucção. A umidade relativa do ambiente foi mantida em valores menores que 40%, para evitar aglomeração do pó no disco rotativo do dispersor de pó e causasse problemas na sucção. A queda de pressão inicial do filtro foi medida nos pontos de queda de pressão através de um manômetro digital (Furness Control Limited, modelo FC012).

Foram instaladas sondas de amostragem isocinética a jusante e montante do meio filtrante. Uma válvula de três vias permitiu a coleta alternada dessas amostras, que seguiram para um diluidor (TSI, modelo 3302A) acoplado ao Aerodynamic Particle Sizer (APS, TSI, modelo 3320) para contagem. Foi empregado uma diluição de 20:1 ($\Delta P=0,24 \text{ inH}_2\text{O}$) devido ao limite de tolerância de concentração de partículas no espectrômetro do APS. Foi necessário utilizar uma caixa de diluição na amostragem, de forma a dividir a vazão de sucção interna do

equipamento, devido ao APS possui uma bomba de sucção interna com vazão fixa superior à vazão necessária para garantir a amostragem isocinética nas sondas. O software Aerosol Instrument Manager® (TSI) foi usado para processamento e visualização dos dados. Todas as medições foram realizadas em triplicatas. Para manter a mesma velocidade de filtração que os testes com nanopartículas (4,37 cm/s), foi empregado uma vazão de 4,55 L/min nos testes com micropartículas. A área de filtração utilizada foi de 17,34 cm².

Figura 13. Representação esquemática da unidade experimental de filtração de micropartículas onde: 1) compressor; 2) sistema de purificação de ar; 3) dispersor de pó em pequena escala; 4) filtro de ar; 5) rotâmetro; 6) bomba de sucção de ar; 7) manômetro digital; 8) válvula de três vias; 9) caixa de diluição; 10) diluidor de aerossol; 11) contador de partículas; 12) computador.



Fonte: Autor.

Os parâmetros operacionais do dispositivo foram cuidadosamente ajustados para atender as necessidades experimentais. No dispersor de pó em pequena escala, a velocidade e direção de rotação do disco, juntamente com a vazão de ar limpo para a remoção do pó das paredes do tubo capilar e sua dispersão no disco, foram otimizadas para evitar a formação de aglomerados. Os seguintes valores foram selecionados para as análises neste estudo: a velocidade de rotação do disco foi ajustada para 12 rotações por minuto, com rotação no sentido horário. A vazão de ar limpo utilizada para desaglomerar o pó foi fixada em 5 L/min, enquanto a pressão de sucção aplicada foi ajustada para 190 inH₂O. Essas configurações foram definidas para garantir a eficácia e consistência dos resultados experimentais.

As sondas de amostragem seguiram o mesmo padrão da Figura 13, levando em consideração nesse caso a necessidade de amostragem isocinética. Antes de cada teste foi realizado uma verificação da posição da sonda, garantindo que estivesse centralizada e voltadas para cima. Além disso, foi necessário ajustar a vazão na saída da sonda para que a amostra fosse

isocinética, garantindo que a velocidade de amostragem fosse igual a velocidade superficial de filtração (4,37 cm/s). Isso foi necessário pelas sondas de amostragem possuírem uma área inferior à do meio filtrante, com diâmetro interno de 2,9 mm. O ajuste das vazões da sonda foi feito com auxílio da caixa de diluição, já que o APS possui uma bomba interna que garante uma vazão final de 5 L/min que é maior que a requerida.

4.5.1. Distribuições granulométricas de micropartículas na entrada do filtro

A cal hidratada (Figura 14) foi escolhida como material particulado em todos os testes desse trabalho devido a apresentar tamanho de partículas condizente com PM_{2,5}, granulometria considerada respirável e ter grandes impactos à saúde humana (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS; AYALA, 2022). Ela foi inicialmente peneirada em uma peneira (Fobras Ltda) com abertura de 0,350 mm (42 mesh) e deixada em uma estufa (Nova Ética) a 80°C para evitar interferência da umidade nos testes e possíveis aglomerações do pó. Foi realizada uma análise de massa específica por picnometria a hélio (AccuPyc 1330 Micrometrics) em triplicata, obtendo um valor de $2,5511 \pm 0,0023$ g/cm³.

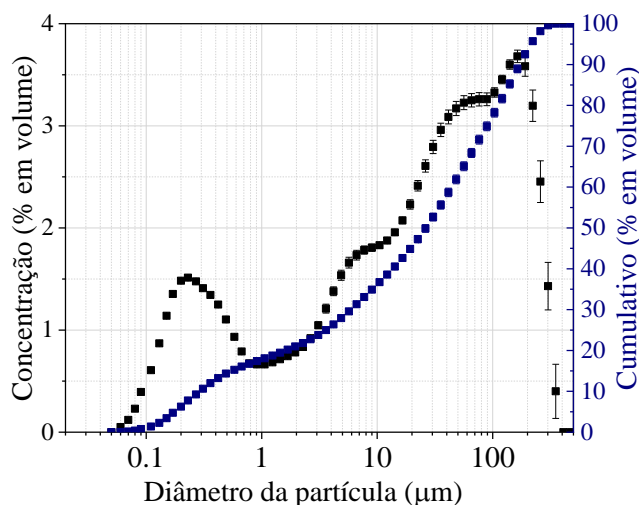
Figura 14. Amostra de cal hidratada utilizada nesse trabalho.



Fonte: Autor.

A curva de distribuição granulométrica (Figura 15) e os valores dos diâmetros médios volumétricos (Tabela 2) foram determinados pelo equipamento Malvern Mastersizer Microplus em triplicada. A Tabela 3 demonstra a média das concentrações em massa e número de partículas, mediana e desvio padrão geométrico (σ). A Figura 16 mostra a distribuição granulometria obtida pela média da concentração na entrada do filtro em todos os testes com micropartículas desse trabalho. A eficiência foi calculada experimentalmente pela relação entre as concentrações como dado pela Equação 3.

Figura 15. Distribuição granulométrica em volume da cal hidratada.



Fonte: Autor.

Tabela 2. Distribuição volumétrica mistura mássica de cal hidratada.

Distribuição	Cal hidratada (µm)
D (v, 0,1)	0,29 ± 0,00
D (v, 0,5)	26,42 ± 1,37
D (v, 0,9)	171,24 ± 6,66

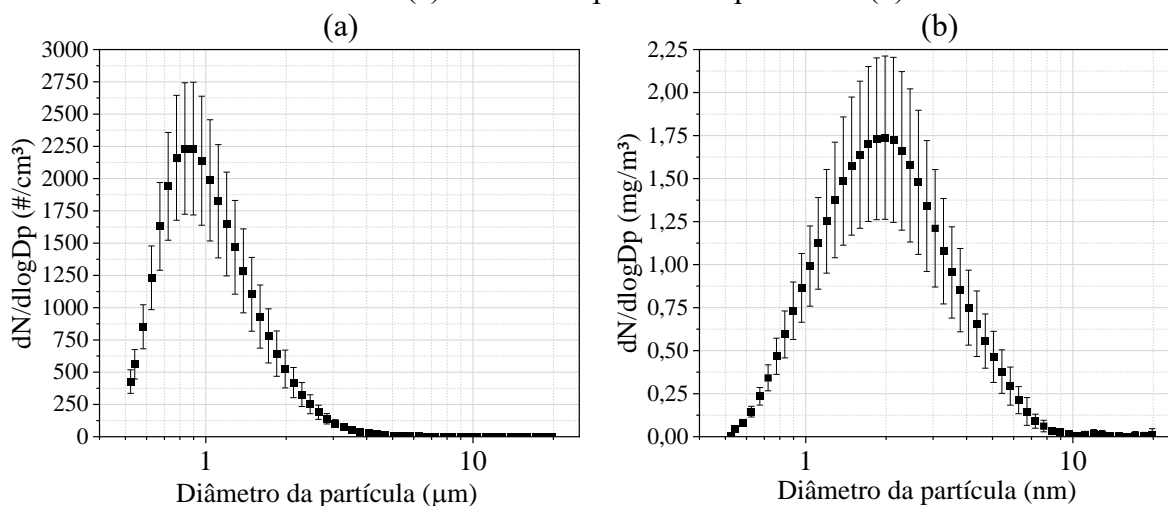
Fonte: Autor.

Tabela 3. Valores de concentrações mássica e por número de partículas, mediana e desvio padrão geométrico (σ) na entrada dos filtros para os testes com micropartículas

Parâmetro	Número	Massa
Concentração mássica (mg/m ³)	-	1,05 ± 0,27
Concentração em número de partículas (partículas/cm ³)	1008 ± 231	-
Mediana (µm)	0,98 ± 0,02	1,95 ± 0,07
σ	1,47 ± 0,01	1,71 ± 0,03

Fonte: Autor.

Figura 16. Média das distribuições granulométrica de micropartículas de todos os testes desse trabalho tanto em (a) número de partículas quanto em (b) massa.



Fonte: Autor.

4.6. Planejamento de experimentos para produção de fibras com poliestireno reciclado

Para análise estatística das condições empregadas na eletrofição do poliestireno reciclado, foi utilizado um planejamento de experimentos utilizando o modelo composto central e analisado por superfície de resposta (RSM). Esses métodos forneceram planejamentos fatoriais de 2^4 , com pontos centrais e pontos axiais, analisados pelo software de análise estatística StatSoft® Statistica 10.0. Os níveis e valores utilizados para cada parâmetro estão evidenciados na Tabela 4. Foram utilizados três variáveis de resposta: eficiência global, permeabilidade e diâmetro das fibras.

Tabela 4. Valores de cada nível utilizado no planejamento de experimentos

Parâmetros	Níveis				
	-2	-1	0	+1	+2
Concentração (%)	5	10	15	20	25
Vazão de injeção (mL/h)	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2
Voltagem (kV)	15	17,5	20	22,5	25
Porcentagem de DL-Limoneno (%)	10	20	30	40	50

Fonte: Autor.

Foram realizados 31 testes determinados pelo planejamento dado pela Tabela 4. A avaliação da influência de fatores individuais e suas combinações foi realizada pela determinação dos efeitos estimados, erro padrão e significância estatística (p-valor). Para cada parâmetro de resposta foi construído um gráfico de Pareto, adotando-se intervalo de confiança de 95%. Uma análise de variância (ANOVA) foi usada para mostrar se os modelos usados nas análises eram preditivos e se as variáveis tinham influências significativas (com base no valor p, valor F e razão entre a variação entre as médias da amostra e a variação dentro das amostras (MONTGOMERY; RUNGER, 2014)). Finalmente, os modelos foram usados para gerar superfícies de resposta para visualização do comportamento da variável de resposta de acordo com as variáveis independentes.

A otimização dos parâmetros foi realizada com o software Minitab® 17, utilizando um método de otimização numérica de resposta múltipla empregando a função Response Optimizer do software (HOU *et al.*, 2019; SALMAN; ABBAR, 2023). Foi adotado o critério de máxima eficiência global para nanopartículas, estabelecendo como meta desejada a maximização da função de desejabilidade (DF) ajustando o peso ou importância deste parâmetro para 1,0 (SALMAN; ABBAR, 2023). A Equação 4 apresenta a equação polinomial genérica de segunda ordem usada pelo método RSM para determinar correlações por regressão não linear (TRAN *et al.*, 2024). O coeficiente de correlação (R^2), o R^2 ajustado (Adj- R^2) e o R^2 previsto (Pred- R^2)

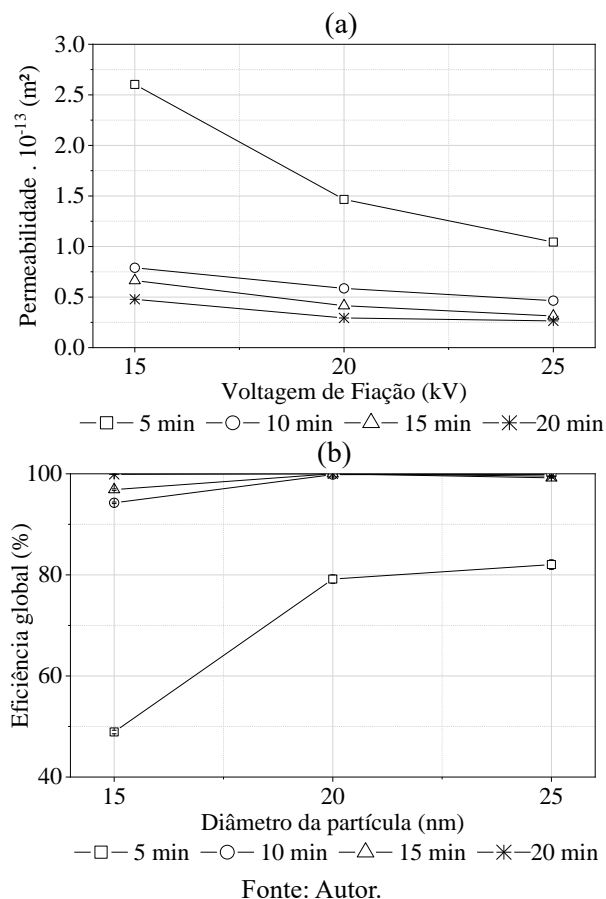
foram usados para verificar o ajuste do modelo. Além disso, a falta de ajuste foi utilizada para avaliar a adequação do modelo (SALMAN; ABBAR, 2023; YAZICI GUVENC *et al.*, 2023).

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i < j} \beta_{ij} X_i X_j + \varepsilon \quad \text{Equação 4}$$

onde, Y é a resposta prevista pelo modelo; β_0 , β_i , β_{ii} , and β_{ij} são os coeficientes da equação; X_i é o nível não codificado do parâmetro i ; X_j é o nível não codificado do parâmetro j ; k é o número de fatores; e ε é o erro experimental aleatório.

Apenas 5 minutos de eletrofição foram utilizados em todos os testes deste estudo. Esse tempo foi determinado com base em testes preliminares (25 kV e 1,2 mL/h), conforme observado na Figura 17, que indicaram que tempos mais longos resultam em altas eficiências de coleta (>99%) e que forneceriam uma pequena faixa de avaliação das eficiências, o que não permitiria realizar uma boa análise estatística. Os valores de permeabilidade também foram menores e o trabalho pretende determinar as condições que proporcionariam aos meios filtrantes com maior permeabilidade e eficiência de coleta. Os dados desses testes são mostrados na Figura 17.

Figura 17. Gráficos de (a) permeabilidade e (b) eficiência global para os testes preliminares aplicando diferentes voltagens e tempos de fição.



Testes com diferentes porcentagens de DL-limoneno (20, 40, 60 e 80%) foram realizados na concentração do polímero de 20%, para verificar o impacto do solvente na formação de poros e rugosidade. Os comprimentos médios dos poros foram medidos usando as imagens de 50.000x, fazendo 25 medições em três regiões diferentes. O número de poros foi medido pela contagem de quantos poros estavam presentes em uma área específica, obtendo-se o número de poros por área. Para as medidas, foi utilizado um software de análise de imagens Image J (National Institutes of Health, EUA).

O efeito do suporte da tela de cobre na eficiência da coleta foi avaliado comparando os valores obtidos com uma tela de alumínio e uma tela de celulose. Nos três se empregou na eletrofição uma concentração polimérica de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 40%, voltagem de 25 kV e vazão de injeção de 0,8 mL/h.

Para verificar a contribuição do mecanismo eletrostático na filtração de nanopartículas, utilizou-se a metodologia proposta por Ohmi e colaboradores (1994). Sendo assim, a membrana foi deixada por 2 minutos imersa em álcool isopropílico para retirada das cargas elétricas, e seca em temperatura ambiente por 24 horas. Testes foram conduzidos com e sem esta imersão. Também se realizou medições de carga superficial usando um medidor de campo eletrostático sem contato (IonTech, modelo IMX-03). Foram realizadas cinco medições em diferentes partes do meio filtrante de 25 cm², a uma distância de 25 ± 0,5 mm, de acordo com as instruções do manual do equipamento. Utilizou-se a média dos valores obtidos entre 24 e 120 horas.

4.7. Meios filtrantes eletrofiados com nanofibras de PET e PS reciclados

Os meios filtrantes produzidos por eletrofição de poliestireno reciclado apresentaram baixa resistência mecânica, demandando o uso de suportes metálicos, como o cobre, o que pode aumentar significativamente os custos do processo. Para superar essa limitação, foram testadas três metodologias distintas visando aprimorar a resistência mecânica dos meios filtrantes por meio da adição de PET. A escolha do PET como componente se baseia em sua ampla utilização global e nos impactos ambientais causados por seu descarte inadequado, reforçando o objetivo de aliar desempenho técnico à sustentabilidade.

O PET reciclado foi obtido a partir de garrafas PET de 2 litros. As garrafas foram inicialmente lavadas com detergente para remoção de resíduos, seguidas de enxágues sucessivos com água potável e, posteriormente, com água destilada. As extremidades superior e inferior das garrafas foram descartadas, sendo utilizada apenas a seção central. Essa parte foi

então cortada em pequenos fragmentos, com dimensões inferiores a 1 cm, para facilitar o processamento e o manuseio.

Foram realizadas tentativas de criar uma blenda entre PET e PS reciclados, porém desafios relacionados à solubilidade dos polímeros dificultaram o processo. O PET não se mostrou solúvel na mistura de DMF/DL-limoneno, enquanto o ácido trifluoracético, solvente amplamente utilizado para eletrofição de PET, não solubilizou adequadamente o poliestireno reciclado, inviabilizando sua aplicação. Esforços para identificar um solvente compatível, capaz de dissolver ambos os polímeros, foram infrutíferos. O único solvente identificado com potencial para este propósito foi o o-clorofenol, conhecido por sua alta toxicidade. Contudo, sua utilização foi descartada devido ao alto grau de exposição oferecido pelo aparato experimental, apresentando riscos significativos à saúde dos operadores. Esses resultados destacam a dificuldade de processar blendas de PET e PS reciclados, especialmente em condições seguras e ambientalmente aceitáveis.

Na tentativa de se produzir meios filtrantes com ambos os polímeros reciclados, foram empregados três métodos distintos utilizando condições otimizadas para produções das fibras. No caso do poliestireno, foi empregado a condição ótima obtida pelo planejamento de experimentos (concentração de 13,5% e razão de DMF:DL-limoneno de 1:1). Já para o PET, utilizou-se como base os trabalhos de Bonfim e colaboradores (2021b, 2021a) (concentração de 13,5% e razão de ácido trifluoracético:diclorometano de 7:3). A voltagem aplicada foi mantida constante em 25 kV.

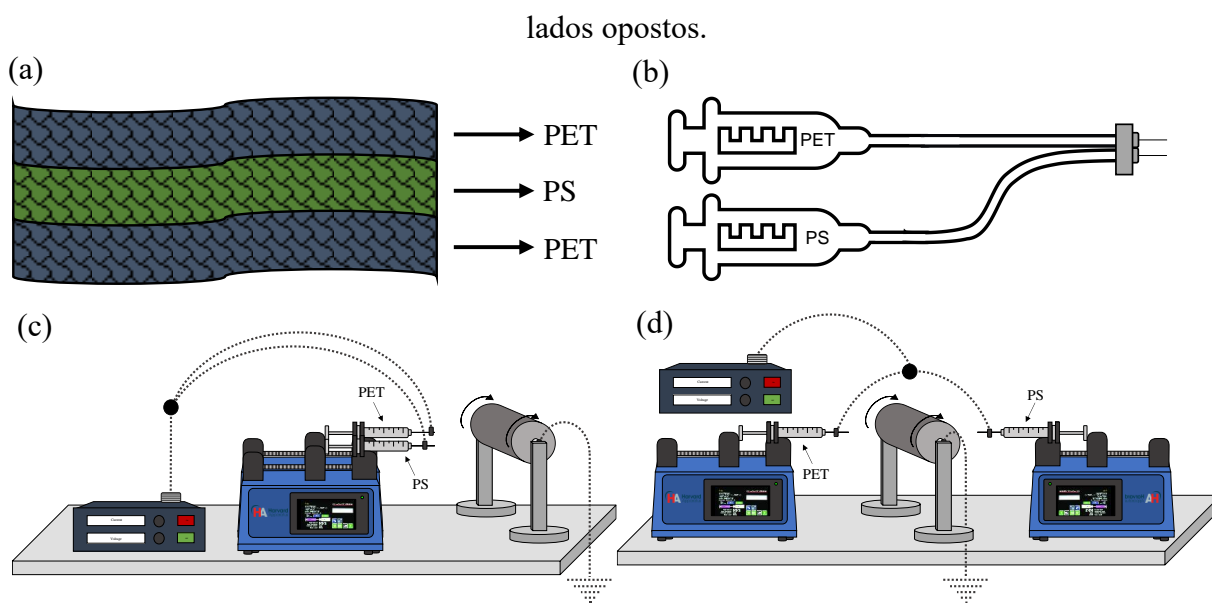
O primeiro método consistiu na eletrofição em camadas, estruturada como um “sanduíche”, com a membrana de poliestireno reciclado posicionada no núcleo. Uma representação gráfica desse arranjo é apresentada na Figura 18(a). Para esses experimentos, utilizou-se um coletor de placa plana, aplicando uma vazão de injeção de 1,2 mL/h para ambas as soluções poliméricas. O tempo de eletrofição do poliestireno reciclado foi fixado em 5 minutos, enquanto o tempo de fição do PET reciclado foi variado (0,0 min, 2,5 min, 5,0 min, 7,5 min e 10,0 min) para avaliar seu impacto na resistência mecânica da membrana composta.

No segundo método, foi desenvolvido um sistema com duas seringas e duas agulhas dispostas lado a lado (Figura 18(b)), permitindo a eletrofição simultânea de fibras de PET e PS reciclados. As agulhas foram conectadas em paralelo à fonte de alta tensão para garantir a aplicação de uma mesma voltagem em ambos os polímeros. Inicialmente, ao utilizar um coletor de placa plana, observou-se uma reação indesejada entre o DL-limoneno e o ácido trifluoracético, que resultava na solidificação do material e na geração de faíscas. Esse problema foi solucionado com o uso de um coletor rotativo e a manutenção da exaustão ligada durante

todo o processo de fiação. Neste método, foi adotado o sistema apresentado na Figura 18(c), utilizando uma vazão de injeção de 1,2 mL/h para a solução de poliestireno reciclado e variando as vazões da solução de PET reciclado (0,2 mL/h, 0,4 mL/h, 0,6 mL/h, 0,8 mL/h, 1,0 mL/h e 1,2 mL/h). A distância entre as duas agulhas foi padronizada em 0,60 mm, garantindo a estabilidade e a eficiência do processo.

Já o terceiro método buscou tornar o processo mais seguro ao colocar em lados opostos cada seringa e agulha, conforme Figura 18(d). Isso evita quaisquer contatos entre os solventes não compatíveis e possíveis problemas de fiação causados por isso. Novamente foi utilizado uma vazão de injeção de solução de poliestireno reciclado de 1,2 mL/h e diferentes vazões de solução de PET reciclado (0,2 mL/h, 0,4 mL/h, 0,6 mL/h, 0,8 mL/h; 1,0 mL/h e 1,2 mL/h).

Figura 18. Representação gráfica dos métodos empregados para produção de fibras de PS/PET onde: (a) membrana de tripla camada de PET/PS/PET; (b) sistema com duas seringas e duas agulhas; (c) método com as seringas no mesmo lado; (d) método com a seringas em



Fonte: Autor.

Em todas os meios filtrantes produzidos foi realizado testes de eficiência de coleta de nanopartículas e permeabilidade, conforto tópico 4.4, e avaliação de resistência mecânica por DMA, conforme tópico 4.10. Para verificar a presença de fibras de ambos os polímeros, se passou 20 mL de acetona com auxílio de uma seringa e suporte para filtros. O poliestireno, por ser solúvel, é arrastado e dissolvido, enquanto as fibras de PET, por ser insolúveis, permanecem sem alterações. Microscopias eletrônicas de varredura foram realizadas para avaliar a morfologia das fibras remanescentes após esse processo. Interações entre as fibras foram

avaliadas por análises térmicas e pelos espectros infravermelhos por transformada de Fourier (FTIR).

4.8. Produção de suspensões de nanofibras curtas

A produção de nanofibras curtas, ou seja, com comprimentos reduzidos, obtidas por meio de trituração, busca ampliar a aplicabilidade dessas estruturas ao possibilitar a criação de soluções contendo nanofibras. Esse método, desenvolvido e patenteado no Brasil pelo Laboratório de Controle Ambiental do Departamento de Engenharia Química da UFSCar, oferece maior praticidade ao operador, permitindo o uso direto de nanofibras pré-fabricadas em uma ampla variedade de revestimentos. Essa abordagem elimina a necessidade de um sistema de eletrofiação no momento da aplicação, tornando o processo mais acessível e versátil para revestir diferentes tipos de materiais de forma prática e eficiente.

O método utilizado para a produção das suspensões de nanofibras curtas é ilustrado na Figura 19. Inicialmente, foram confeccionados meios filtrantes por eletrofiação, utilizando as condições ótimas identificadas por meio de planejamento de experimentos e análise estatística. O processo de eletrofiação foi conduzido pelo tempo necessário para produzir a quantidade de fibras suficiente para preparar suspensões com concentração de 1 g/L. Essa concentração foi determinada com base em testes preliminares, verificando visualmente a consistência das suspensões e a possibilidade de aplicá-las posteriormente para produzir meios filtrantes.

Figura 19. Processo de produção de nanofibras curtas utilizando um triturador.



Fonte: Autor.

Neste estudo, 500 mg de nanofibras foram inseridos em um triturador (Mondial, modelo Power 2i, 400W), contendo um líquido de dispersão previamente selecionado (água (H₂O), álcool isopropílico (PropOH), álcool etílico (EtOH) ou misturas), com o cuidado de garantir que ele não dissolvesse o poliestireno. Inicialmente, foram adicionados 250 mL do dispersante, e as fibras foram trituradas na menor velocidade do equipamento por 1 minuto. Em seguida, 100 mL adicionais foram introduzidos com auxílio de uma pisseta, para desprender fibras que haviam aderido às paredes do recipiente, e o triturador foi novamente acionado por 1 minuto. Esse procedimento foi repetido com mais 100 mL do líquido, e, por fim, foram adicionados os 50 mL restantes, garantindo a remoção completa das fibras da parede do equipamento. O conteúdo foi então homogeneizado manualmente com um bastão de vidro. A suspensão final de nanofibras, denominada neste trabalho como "suspensão de nanofibras curtas", foi acondicionada em um recipiente fechado para evitar a evaporação dos solventes. O produto obtido apresentou uma coloração esbranquiçada, representando uma solução prática e versátil para aplicações futuras.

A escolha dos dispersantes utilizados para a produção da suspensão de nanofibras curtas impacta diretamente na sua aplicabilidade. A água foi escolhida pela disponibilidade e baixo custo, enquanto o álcool etílico pela baixa toxicidade e alta produção pelo mercado brasileiro. O uso do álcool isopropílico se baseou no fato dele comumente ser empregado para remoção de cargas eletrostáticas de fibras, além de ter boa interação com o poliestireno. Foram empregados os três líquidos de dispersão puros e suas misturas, conforme Tabela 5. A estabilidade das suspensões foi avaliada visualmente, por um período de até 60 dias, para verificação de possível separação de fases. De toda forma, recomenda-se agitação da solução antes de qualquer aplicação.

Tabela 5. Proporções dos solventes utilizadas nas suspensões de nanofibras curtas, considerando a relação PropOH:EtOH:H₂O

Suspensão	Álcool isopropílico (PropOH)	Álcool etílico (EtOH)	Água (H ₂ O)
1	1	0	0
2	0	1	0
3	0	0	1
4	1	1	0
5	1	0	1
6	0	1	1
7	1	1	1

Fonte: Autor.

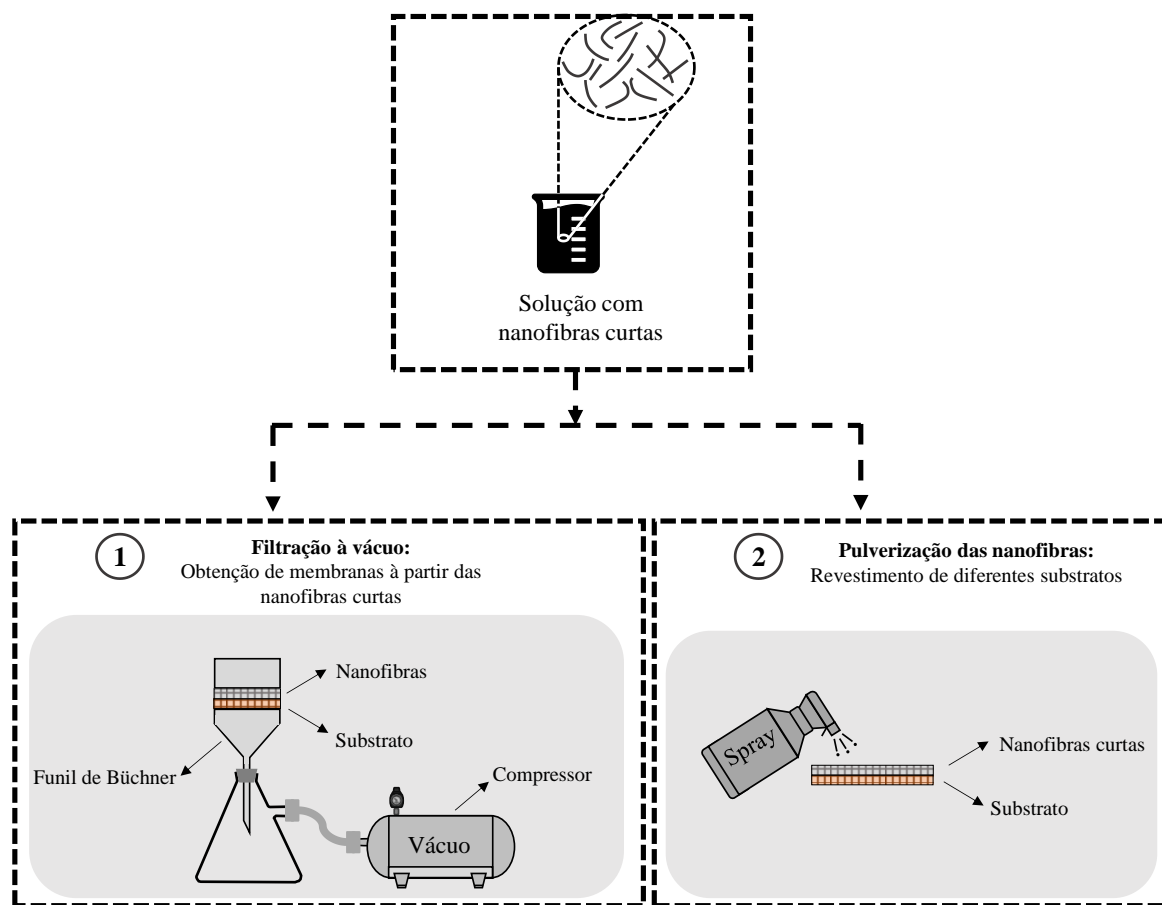
Todas as suspensões passaram por um processo de filtração à vácuo, conforme a metodologia descrita no Tópico 4.9, "Aplicação de Nanofibras Curtas em Diferentes Substratos". Utilizou-se a tela de cobre da Tegape para esse processo. A morfologia e a deposição das fibras foram avaliadas por microscopia eletrônica de varredura. A alta resistência mecânica proporcionada pelas nanofibras curtas possibilitou sua aplicação na filtração tanto de nanopartículas quanto de micropartículas. A escolha do melhor solvente foi baseada na eficiência de coleta de partículas observada em cada caso.

4.9. Aplicação de nanofibras curtas em diferentes substratos

A aplicação das nanofibras curtas seguiu duas metodologias distintas, conforme ilustrado na Figura 20: uma por filtração a vácuo, que ofereceu maior controle e homogeneidade na deposição das fibras, e outra por pulverização utilizando um spray, que resultou em maior variação na deposição devido ao erro humano envolvido. Para evitar confusão com o termo "suporte" utilizado anteriormente na eletrofiação, adotou-se a nomenclatura "substrato" para se referir aos diferentes materiais nos quais as nanofibras eram depositadas. Em todos os testes dessa etapa, foi utilizado o melhor dispersante determinado previamente, garantindo consistência nos resultados.

O método por filtração à vácuo utilizou uma bomba de sucção (Prismatic, modelo 132) e um funil de Büchner. Foram utilizados dois filtros: um com diâmetro de 47 mm e outro com diâmetro de 75 mm, permitindo uso dos filtros nos testes de nano e micropartículas, respectivamente. Essas diferentes dimensões foram necessárias devido as especificações dos equipamentos de filtração do Laboratório de Controle Ambiental do DEQ/UFSCar. Em ambos se empregou um papel filtro quantitativo com poros de 0,2 μm , sendo o do funil menor da marca SartoriusStedim Biotech e do funil maior da marca Millipore. A quantidade de solução empregada variou conforme a área do filtro. Para o de menor diâmetro se empregou 10 mL da solução de nanofibras curtas de 1 g/L. O emprego de 10 mg de nanofibras se baseou nos resultados de testes preliminares usando a tela de cobre como substrato, sendo que o valor 5 mg apresentava baixa eficiência e 15 mg apresentava alta permeabilidade. Para o filtro maior, se empregou 23 mL de solução de nanofibras curtas de 1 g/L, garantindo a mesma gramatura. As fibras foram deixadas em uma estufa (Nova Técnica) por 30 minutos para acelerar a evaporação do solvente.

Figura 20. Métodos de aplicação de nanofibras curtas em diferentes substratos.



Fonte: Autor.

O método por pulverização das nanofibras utilizou-se um spray contendo uma quantidade específica da solução também considerando as diferentes áreas empregadas. Para garantir uma melhor homogeneidade da aplicação, a solução foi dividida em três partes para pulverização. Entre cada etapa de pulverização, os meios filtrantes foram deixados por 30 minutos em uma estufa (Nova Técnica) para secagem, permitindo visualizar pontos com maior ou menor deposição. Durante os testes, verificou-se que ocorria perda das soluções de nanofibras devido a vazamento da solução pela superfície dos substratos. Foi avaliado que, para se obter a mesma gramatura de nanofibras que o método anterior (permitindo comparação), se devia empregar 15 mL e 36 mL de solução de nanofibras curtas, em substratos com área de 47 e 95 mm, respectivamente.

Foram utilizados 13 substratos diferentes, conforme apresentado na Tabela 6, abrangendo desde tecidos e tecidos não-tecidos de uso comum, passando por filtros de baixa eficiência, até filtros de alta eficiência. O objetivo dessa etapa foi aprimorar o desempenho de materiais distintos na coleta de nano e micropartículas, transformando materiais de baixo custo, como flanelas, tecidos de algodão e TNT, que normalmente não são utilizados para esse fim,

em meios filtrantes de alta eficiência. Todos os materiais, tanto os virgens quanto os revestidos com nanofibras por ambos os métodos, foram caracterizados por meio de microscopia eletrônica de varredura, testes de permeabilidade ao ar, filtração de nano e de micropartículas.

Tabela 6. Substratos utilizados para deposição de nanofibras curtas à vácuo e por pulverização.

Substrato	Modelo	Fabricante
1	Filtro de ar condicionado	Mil Protect
2	Flanela	MB Life
3	TNT	Impo
4	100% algodão	Fortlimp
5	NWF 75	-
6	FS-15P Agulhado	-
7	Filtro com carvão	-
8	STYLE 9961	Sontara
9	STYLE 8007	Sontara
10	PFI 42-446W	Ahlstrom Munksjö
11	PFI 25-11	Ahlstrom Munksjö
12	JX135NANO+FR	JP Air Tech
13	JX185-B-PTFE (Classe H13)	JP Air Tech

Fonte: Autor.

4.10. Caracterização dos materiais

A morfologia e tamanho das fibras foram avaliadas usando um Microscópio Eletrônico de Varredura (FEI Magellan 400 L). As amostras foram fixadas nos porta amostras com uma fita de carbono, seguido de um recobrimento com ouro por 90 segundos (Balzers Sputter Coater SCD 004 e Union CED 020). O diâmetro médio das fibras foi medido usando as imagens (MEV) e usando um programa de software de análise de imagem (Image J, National Institutes of Health, EUA), medindo 100 nanofibras aleatórias em 3 regiões distintas, totalizando 300 medições. Em cada imagem, as medidas de diâmetro seguiram uma metodologia adaptada de Bortolassi, Guerra e Aguiar (2017), dividindo a imagem em 10 porções iguais por linhas verticais e realizando 10 medições das fibras mais evidentes em cada seção. Para verificar a área transversal, foi realizado fratura criogênica das amostras utilizando nitrogênio líquido.

Análises termogravimétricas (TGA) foram realizadas com o equipamento Perkin Elmer (modelo TGA 4000) sob fluxo de N₂ de 20 mL/min, avaliando temperaturas entre 25 e 900 °C e taxa de aquecimento de 20°C/min. A calorimetria exploratória diferencial (DSC) foi realizada em um equipamento Perkin Elmer (modelo Jade DSC), sob fluxo de N₂ de 30 mL/min, range entre 25 e 400°C e taxa de aquecimento de 10 °C/min.

A composição elementar foi determinada através de um sistema de EDS (Espectroscopia

de raios X por energia dispersiva) da marca Bruker acoplado a um Microscópio Eletrônico de Varredura (Philips XL-30 FEG). Os espectros infravermelhos por transformada de Fourier (FTIR) foram obtidos entre 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} pelo equipamento Nicolet Summit FTIR equipado com uma unidade de Reflectância Total Atenuada (ATR) por diamante. As análises de difração de raios X (DRX) foram realizadas em temperatura ambiente usando o equipamento Bruker modelo D8 Advance ECO com o sistema do tipo θ - θ configurado na geometria de Bragg-Brentano. Os dados foram coletados na faixa 2θ de 5° a 90° , com passo de $0,02^\circ$ e tempo de varredura de 15 min.

Para determinar a resistência mecânica das fibras foram feitos ensaios de tração em corpos de prova retangulares (20 mm, 6,4 mm) usando um DMA Q800 da TA Instruments em modo de tensão usando uma pinça de filme fino a 25°C . A distância entre as garras foi mantida em 5 mm e os testes foram realizadas com resistência de rampa de 1 N/min até 18 N.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos a partir das metodologias descritas anteriormente, organizados conforme os subtópicos estabelecidos nos procedimentos experimentais.

5.1. Avaliação multifatorial do processo de eletrofição do poliestireno expandido reciclado para confecção de membranas para filtração de nanopartículas do ar

5.1.1. Avaliação do diâmetro das fibras

A avaliação do diâmetro e morfologia das fibras de um meio filtrante é crucial devido ao impacto significativo que suas variações têm na eficiência de coleta e permeabilidade ao ar. Essas variações afetam diretamente a microestrutura e a porosidade das membranas (MEDEIROS *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2019b). A Tabela 7 apresenta os dados referentes ao diâmetro das fibras obtidos em todos os experimentos de planejamento fatorial. Verifica-se que houve grande variação dos valores com as condições utilizadas, mas um comportamento foi mantido: os menores diâmetros das fibras geralmente foram obtidos com os menores valores dos parâmetros, e os maiores diâmetros das fibras nos maiores valores dos parâmetros (LI *et al.*, 2018a; MUNIR *et al.*, 2022). Na menor concentração (5%) não foram

observadas fibras e ocorreu a formação de grânulos e respingos na tela de cobre, como pode ser observado na Figura 21.

Tabela 7. Valores de eficiência global, permeabilidade e diâmetro das fibras para os 31 testes avaliados pelo planejamento fatorial.

C* (%)	R* (%)	V* (kV)	v* (mL/h)	Diâmetro das fibras (nm)	Eficiência global (%)	Permeabilidade ($\times 10^{-11} \text{ m}^2$)
10	20	17,5	0,6	345 ± 92	16,16 ± 1,23	15,43 ± 1,25
10	20	17,5	1,0	376 ± 49	38,57 ± 2,21	8,07 ± 0,93
10	20	22,5	0,6	404 ± 119	22,63 ± 3,03	13,41 ± 1,52
10	20	22,5	1,0	409 ± 123	52,93 ± 1,88	9,48 ± 1,39
10	40	17,5	0,6	240 ± 55	21,90 ± 1,19	15,25 ± 2,56
10	40	17,5	1,0	249 ± 82	63,81 ± 2,34	8,76 ± 1,01
10	40	22,5	0,6	256 ± 60	62,00 ± 2,18	13,92 ± 2,15
10	40	22,5	1,0	288 ± 79	85,02 ± 0,27	9,11 ± 1,11
20	20	17,5	0,6	1025 ± 209	54,97 ± 1,38	0,9457 ± 0,01
20	20	17,5	1,0	1433 ± 390	68,34 ± 2,68	0,1681 ± 0,06
20	20	22,5	0,6	1015 ± 284	74,36 ± 2,66	0,9091 ± 0,15
20	20	22,5	1,0	1537 ± 389	80,57 ± 1,41	0,1513 ± 0,02
20	40	17,5	0,6	847 ± 222	75,18 ± 1,16	0,9148 ± 0,11
20	40	17,5	1,0	854 ± 215	85,13 ± 1,08	0,1649 ± 0,002
20	40	22,5	0,6	897 ± 179	86,60 ± 0,48	0,9962 ± 0,09
20	40	22,5	1,0	954 ± 241	91,61 ± 0,41	0,15414 ± 0,001
5	30	20	0,8	0**	-0,86 ± 3,50**	182,33 ± 3,54**
25	30	20	0,8	1456 ± 377	43,36 ± 1,50	0,06512 ± 0,005
15	10	20	0,8	1008 ± 435	51,12 ± 0,58	1,225 ± 0,25
15	50	20	0,8	313 ± 98	92,11 ± 3,87	1,08724 ± 0,001
15	30	15	0,8	591 ± 125	57,82 ± 2,66	1,3507 ± 0,08
15	30	25	0,8	890 ± 216	74,22 ± 3,86	1,8496 ± 0,10
15	30	20	0,4	555 ± 139	59,92 ± 3,64	32,52 ± 0,25
15	30	20	1,2	854 ± 193	91,14 ± 0,98	0,09002 ± 0,05
15	30	20	0,8	771 ± 183	67,52 ± 1,56	1,99 ± 0,25
15	30	20	0,8	751 ± 207	62,12 ± 0,66	1,80 ± 0,36
15	30	20	0,8	904 ± 150	59,31 ± 1,07	1,84 ± 0,24
15	30	20	0,8	778 ± 149	61,29 ± 4,24	2,28 ± 0,25
15	30	20	0,8	828 ± 176	60,64 ± 0,95	2,16 ± 0,37
15	30	20	0,8	886 ± 143	64,35 ± 1,58	1,94 ± 0,25
15	30	20	0,8	851 ± 155	55,02 ± 2,41	1,99 ± 0,22

* C: Concentração, R: Porcentagem de Limoneno, V: Voltagem, v: Vazão de injeção

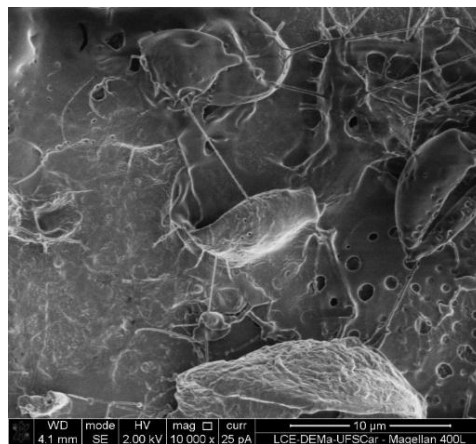
** Não ocorreu eletrofiação. Houve formação de grânulos e respingos.

Fonte: Autor.

O planejamento fatorial forneceu um modelo estatístico baseado nos dados da Tabela 7. Para avaliar a adequação de um modelo, é interessante levar em conta os erros gerados entre os valores previstos e observados (Figura 22(a)). Verificou-se que eles seguem uma tendência linear, conforme previsto pelo modelo, resultando em um ajuste satisfatório aos dados experimentais. Além disso, deve-se assumir que as variáveis são aleatórias com média zero, variância constante e distribuição normal (MONTGOMERY; RUNGER, 2014; MUKERJEE; WU, 2006). Para observar a normalidade dos resíduos é importante avaliar o gráfico de

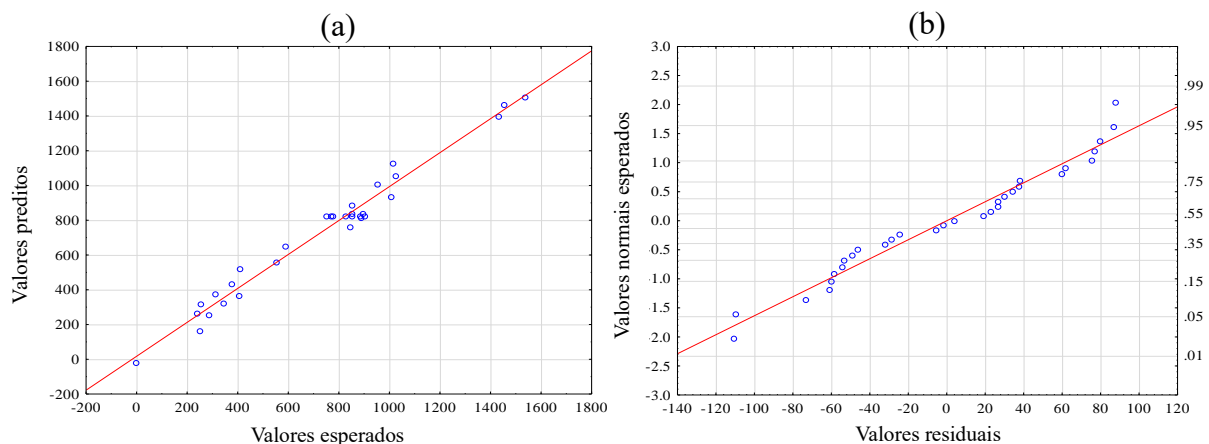
probabilidade normal dos resíduos (Figura 22(b)) para verificar se os erros seguem uma distribuição normal com 95% dos erros padronizados no intervalo entre $[-2, +2]$ (COLLINS; DZIAK; LI, 2009; MONTGOMERY; RUNGER, 2014). Como mostra a Figura 22(b), os dados seguem uma distribuição normal e o modelo tem grandes chances de ter um bom desempenho na predição dos dados.

Figura 21. Eletrofiação na concentração de 5%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, voltagem de 20 kV e vazão de injeção de 0,8 mL/h.



Fonte: Autor.

Figura 22. (a) Valores previstos *versus* valores observados para o planejamento fatorial com diâmetro das fibras como variável resposta e (b) gráfico da probabilidade normal de resíduos.



Fonte: Autor.

Para avaliar se esse modelo obtido é preditivo, foi realizada uma análise de variância (ANOVA) com os dados obtidos para esse planejamento experimental (Tabela 8). A soma quadrática se refere aos efeitos de cada parâmetro e interação entre eles, também chamada de erro ou soma dos quadrados residuais. Dividindo o valor da soma quadrática pelos graus de liberdade se encontra o valor da média quadrática (BEWICK; CHEEK; BALL, 2004;

MONTGOMERY; RUNGER, 2014). O teste F é amplamente utilizado na avaliação estatística e pode ser definido como a razão entre a média quadrática e do efeito e a variância dos erros associados (MONTGOMERY; RUNGER, 2014). O valor de p indica o menor nível de significância que levaria à rejeição da hipótese nula (CASTRO *et al.*, 2021; MONTGOMERY; RUNGER, 2014), no caso desse trabalho o nível de significância foi de 5%. Essa definição foi obtida pela decisão de se utilizar um grau de confiança de 95% nesse estudo. Na Tabela 4 a letra L significa um efeito linear e a letra Q significa um efeito quadrático. Também foram avaliados a combinação de segundo nível dos parâmetros, por exemplo, 1L by 2L quer dizer um efeito combinado linear entre a concentração e a porcentagem de DL-limoneno. É importante salientar que um parâmetro foi considerado estatisticamente significativo quando os valores de p (grau de significância estatística) foram menores que 0,05 e os valores F forem maiores que $F_{0,05;1;16}$ (4,49). Os dados em vermelho são referentes aos valores considerados significativos.

Tabela 8. Análise de variância (ANOVA), efeitos estimados e erro padrão para o modelo obtido pelo planejamento de experimentos utilizando o diâmetro da fibra como variável de resposta.

Fatores	Soma quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	Valor F	Valor p	Efeitos estimados (nm)	Erro padrão
(1)C (L)	3305610	1	3305610	933,6626	0,000000	742,2	24,29
C (Q)	19586	1	19586	5,5320	0,056901	-52,3	22,25
(2)R (L)	467325	1	467325	131,9950	0,000026	-279,1	24,29
R (Q)	52987	1	52987	14,9661	0,008279	-86,1	22,25
(3)V (L)	40755	1	40755	11,5112	0,014625	82,4	24,29
V (Q)	15188	1	15188	4,2898	0,083751	-46,1	22,25
(4)v (L)	116065	1	116065	32,7823	0,001231	139,1	24,29
v (Q)	29367	1	29367	8,2945	0,028057	-64,1	22,25
1L by 2L	57241	1	57241	16,1675	0,006952	-119,6	29,75
1L by 3L	588	1	588	0,1661	0,697747	12,1	29,75
1L by 4L	52556	1	52556	14,8442	0,008432	114,6	29,75
2L by 3L	23	1	23	0,0064	0,938969	2,4	29,7
2L by 4L	46333	1	46333	13,0865	0,011130	-107,6	29,7
3L by 4L	1620	1	1620	0,4576	0,523961	20,1	29,7
Falta de ajuste	79864	10	7986	2,2557	0,165842		
Erro puro	21243	6	3540				
Média quadrática total	4280415	30					
R²				0,9764			
Adj-R²				0,9557			
Pred-R²				0,8858			

Fonte: Autor.

O modelo empírico, apresentado pela Equação 5, demonstrou forte correlação com os dados experimentais, evidenciado pelo valor de R^2 de 0,9764 e pelo R^2 ajustado (Adj- R^2) de 0,9557, ambos próximos de 1. Isso indica que o modelo reflete com precisão as relações reais

entre os fatores selecionados (SENTHIVELAN *et al.*, 2019), garantindo a aceitabilidade do modelo empírico desenvolvido (LIMA *et al.*, 2024; YAZICI GUVENC *et al.*, 2023). A significância do modelo foi ainda apoiada pela pequena diferença entre os valores de Adj-R² e Pred-R² (SALMAN; ABBAR, 2023; YAZICI GUVENC *et al.*, 2023). Além disso, a falta de ajuste foi estatisticamente insignificante (p-valor <0,05), sugerindo que o modelo é eficaz, adequado e significativo na descrição do diâmetro das fibras obtidas pelo processo de eletrofiação de poliestireno reciclado (SENTHIVELAN *et al.*, 2019; YAZICI GUVENC *et al.*, 2023). Três condições diferentes foram utilizadas para validar o modelo, conforme mostrado na Tabela 9. Histogramas de diâmetro de fibra e microscopia eletrônica de varredura para as três condições podem ser encontrados na Figura 23. A partir da Tabela 9, os valores previstos pelo modelo e obtidos experimentalmente são muito semelhantes, permitindo validação.

$$d_f (nm) = -3089,40 + 85,97C + 50,39R + 139,18V + 1174,55v - 1,05C^2 - 0,43R^2 - 3,69V^2 - 801,15v^2 - 1,20CR + 0,49CV + 57,31Cv + 0,05RV - 26,91Rv + 20,13Vv$$

Equação 5

Nessa equação, d_f é o diâmetro médio das fibras (%), C é a concentração da solução polimérica (%), R é a porcentagem de DL-limoneno na solução (%), V é a voltagem aplicada (kV) e v é a vazão da de injeção da solução polimérica (mL/h).

Tabela 9. Valores obtidos experimentalmente e previstos pelo modelo estatístico para três condições diferentes

Parâmetros	Condição 1	Condição 2	Condição 3
Concentração polimérica (%)	10	15	25
Vazão de injeção (mL/h)	1.2	0.6	1.2
Voltagem aplicada (kV)	15	20	25
Porcentagem de DL-limoneno (%)	10	30	50
Valor previsto pelo modelo	327,66	722,56	855,57
Valor medido experimentalmente	357 ± 109	691 ± 169	853 ± 193

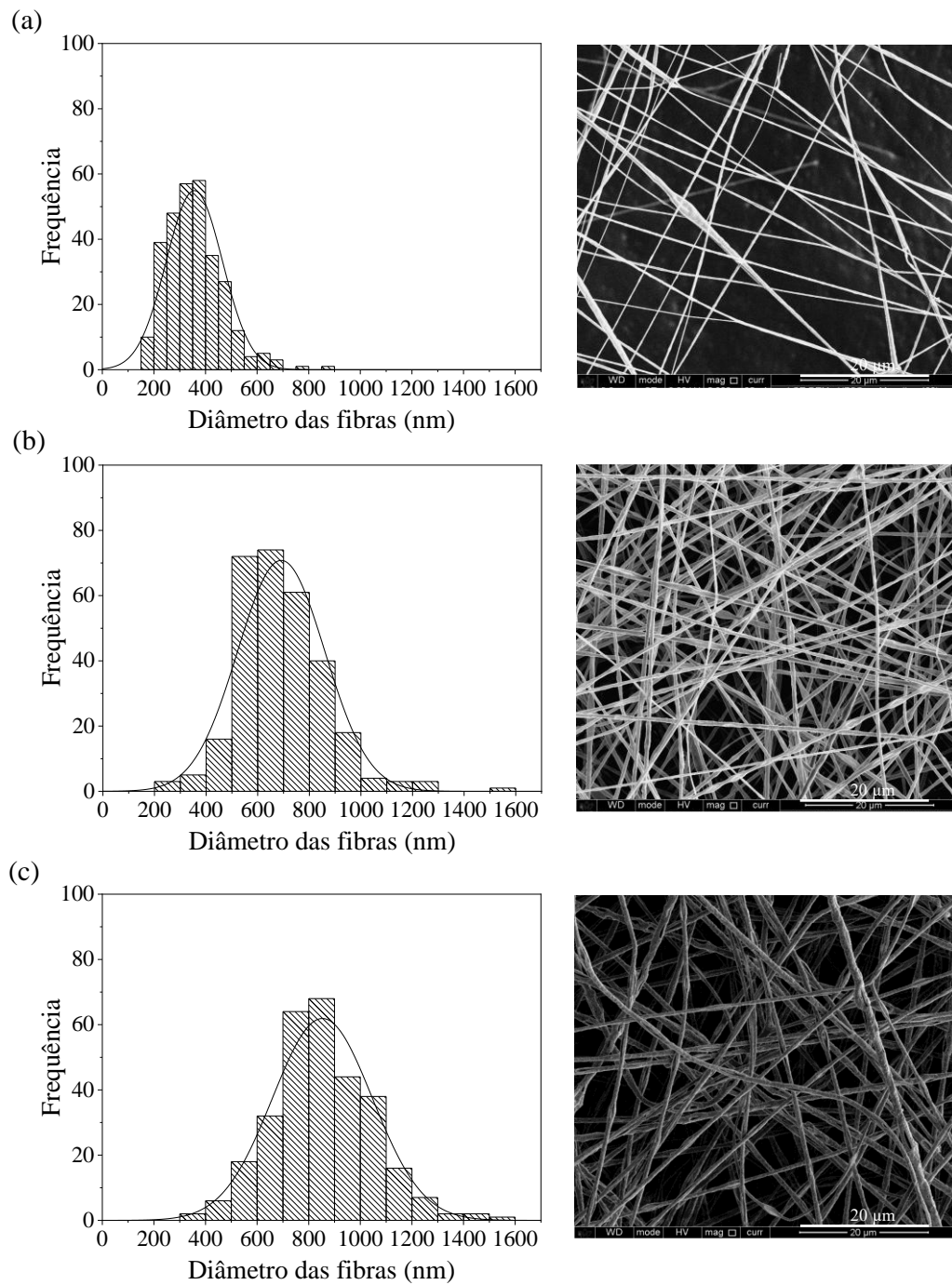
Fonte: Autor.

A análise dos resultados da Tabela 8 indica que todos os parâmetros individuais e algumas de suas combinações são estatisticamente significantes, o que era esperado e está de acordo com outros estudos da literatura que demonstram a influência desses parâmetros (JIANG *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2018a). Um aspecto notável é a significância de todos os parâmetros individuais lineares, com a adição de um efeito quadrático significativo à porcentagem de DL-limoneno e à vazão de injeção de solução polimérica. A combinações de parâmetros como concentração e porcentagem de DL-limoneno, concentração e vazão de solução e porcentagem de limoneno e vazão de solução apresentaram significância estatística. Embora a relação entre vazão de injeção e concentração seja conhecida (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005; SHIN, 2005),

a interação combinada desses parâmetros com a porcentagem de limoneno ainda não foi relatada. Estudos mostram que valores altos ou baixos desses parâmetros podem levar à formação inadequada de fibras devido à instabilidade do jato de polímero (SHIN, 2005).

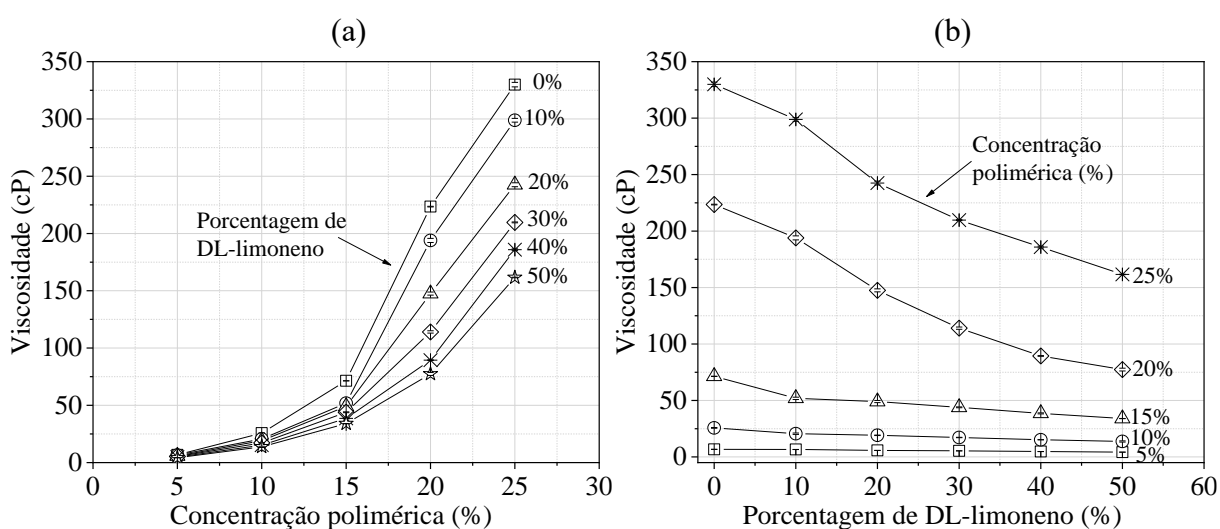
Figura 23. Histograma do diâmetro das fibras e microscopia eletrônica de varredura (MEV) para membranas obtidas nas três condições para validação do modelo estatístico:

(a) Condição 1; (b) Condição 2; (c) Condição 3.



Os efeitos estimados modelados (Tabela 8) oferecem informações adicionais. A concentração da solução polimérica destaca-se como o fator mais influente (até 742 nm), com impacto significativo no diâmetro da fibra, achado congruente com pesquisas anteriores (JIANG *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2018a; SHIN, 2005). O controle da concentração afeta diretamente a viscosidade da solução eletrofiada, como mostra a Figura 24(a), influenciando o equilíbrio entre as forças viscoelásticas e elétricas do processo (ISIK; DEMIR, 2018; SHIN; CHASE, 2005). Mudanças nesse parâmetro têm o potencial de alterar o diâmetro das fibras, causado pelo ajuste na relação entre essas forças (JIANG *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2018a; SHIN, 2005; SHIN; CHASE, 2005). Portanto, o aumento da concentração aumenta as forças viscoelásticas, proporcionando um maior emaranhamento das cadeias na formação dos jatos e na formação de fibras maiores (JIANG *et al.*, 2018).

Figura 24. Valores de viscosidade das soluções de poliestireno em DMF e DL-limoneno onde variou-se: (a) concentração do polímero em seis diferentes porcentagens de DL-limoneno; b) porcentagem de DL-limoneno em cinco concentrações diferentes de polímeros.



Fonte: Autor.

A vazão de injeção de solução polimérica influencia positivamente o diâmetro da fibra, tanto individualmente (até 139 nm) quanto em combinação com outros parâmetros (até 114 nm), corroborando estudos na literatura com outros polímeros (JIANG *et al.*, 2018; RAMAKRISHNA *et al.*, 2005). Geralmente, o aumento da voltagem aplicada proporciona uma diminuição no diâmetro das fibras. Entretanto, neste trabalho, o aumento da tensão proporcionou um aumento de até 82 nm no diâmetro. Isso contrasta com a expectativa de obter fibras mais finas com tensões mais altas (BHARDWAJ; KUNDU, 2010), demonstrando a

complexidade dessas interações. Isso pode ter ocorrido devido ao aumento das voltagens resultar numa maior aceleração do jato de polímero, levando a maiores diâmetros das fibras devido à maior retirada da solução da agulha (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005).

A porcentagem de DL-limoneno teve efeito linear negativo de até 279 nm e efeito quadrático negativo de até 71 nm. A influência desse parâmetro estendeu-se às combinações com concentração e vazão de injeção de solução polimérica. É importante notar que o poliestireno é mais solúvel em DMF do que em DL-limoneno (NOGUCHI *et al.*, 1998; RAJAK *et al.*, 2019). De acordo com Zulfi e colaboradores (2018a), os solventes têm grande impacto nas propriedades da solução polimérica e podem afetar o diâmetro e a morfologia das fibras. Como mencionado anteriormente, a viscosidade tem forte influência no diâmetro das fibras devido ao aumento do emaranhamento da cadeia polimérica e seu aumento proporciona fibras maiores (MUNIR *et al.*, 2009; RAJAK *et al.*, 2019; SHENOY *et al.*, 2005). Alguns estudos observaram comportamentos opostos entre o aumento de D-limoneno e a viscosidade. Rajak e colaboradores (2019) mencionam um aumento na viscosidade com um aumento na quantidade de D-limoneno em solução, de modo que o autor obteve um aumento no diâmetro com o aumento do limoneno. Inversamente Zulfi e colaboradores (2017, 2018a, 2019b) determinaram que há uma diminuição da viscosidade com o aumento do D-limoneno e, conseqüentemente, obtiveram uma diminuição no diâmetro das fibras. Como evidenciado pela Figura 24(b), este trabalho também obteve uma diminuição no diâmetro das fibras associada a uma diminuição na viscosidade com a adição de DL-limoneno na solução polimérica. Além disso, esses parâmetros favorecem a formação de *beads* nas fibras (MCKEE *et al.*, 2004; MUNIR *et al.*, 2009; RAJAK *et al.*, 2019) e observou-se que menos quantidades de *beads* e fibras mais uniformes foram obtidas pelo aumento da quantidade de DL-limoneno em concentrações poliméricas de até 15%. A concentração de 20% apresentou diferenças que serão abordadas posteriormente.

Outro ponto é a influência dos parâmetros elétricos dos solventes na eletrofiação, principalmente quando se trabalha com polímeros de baixa constante dielétrica como o poliestireno (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005). A Tabela 9 demonstra algumas propriedades importantes do DMF e do DL-limoneno puros, como a constante dielétrica, o ponto de ebulição e a pressão de vapor. Observou-se durante os testes que apenas a utilização de DMF acarreta fibras com uma grande quantidade de *beads* e o aumento da quantidade de limoneno na solução ajudou a atenuar esse efeito. É importante ressaltar que o poliestireno (com baixa constante dielétrica) na presença de um solvente com alta constante dielétrica (como o DMF) apresenta retração de suas moléculas, pela baixa interação das moléculas de poliestireno com o solvente,

gerando instabilidades do jato que aumentam a formação de defeitos e *beads* nas fibras (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005; SHIN; CHASE, 2005). Como mostrado na Tabela 9, o DL-limoneno tenderá a diminuir a constante dielétrica da solução à medida que mais quantidade for adicionada à mistura e, conseqüentemente, melhorar o processo de eletrofiação (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005; SON *et al.*, 2004). No entanto, chegaria a um ponto em que a constante dielétrica não seria suficiente para interagir com o campo elétrico para formar o cone de Taylor e ocorrer a eletrofiação (MEDEIROS *et al.*, 2022). Como observado experimentalmente, não foi possível eletrofiar apenas com DL-limoneno e houve pulverização de solução polimérica formando apenas respingos na placa coletora.

A introdução do limoneno também provoca alterações na evaporação do solvente. Como explicitado na Tabela 10, o DMF é mais volátil que o DL-limoneno, de modo que a adição gradual de limoneno na solução polimérica faz com que o ponto de ebulição da mistura aumente (JI *et al.*, 2006). Essa modificação retarda a evaporação entre a agulha e a placa coletora, prolongando o tempo para o alongamento das fibras e a formação de fibras mais finas (NITANAN *et al.*, 2012; WAN *et al.*, 2014; ZULFI *et al.*, 2018a). Altas taxas de evaporação podem entupir a agulha, gerando novos jatos e variabilidade no diâmetro da fibra (ZULFI *et al.*, 2018a). Pela Tabela 7, quanto mais limoneno for adicionado, menor será o desvio padrão do diâmetro da fibra.

Tabela 10. Constante dielétrica, ponto de ebulição e pressão de vapor para DMF e DL-limoneno puros

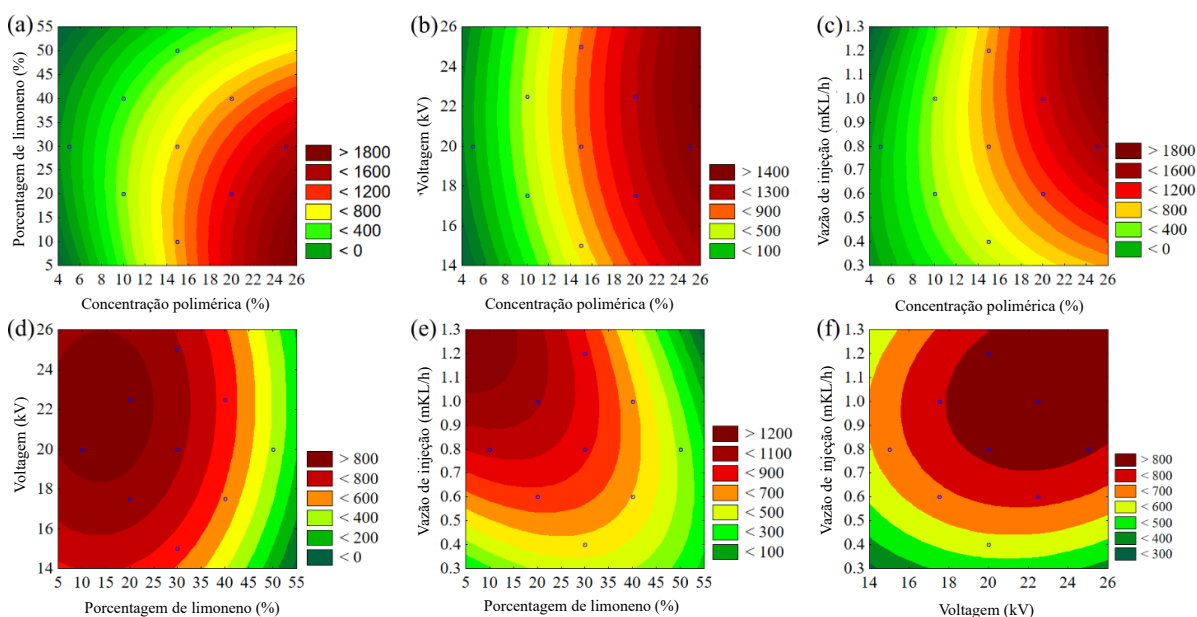
Propriedades	DMF	DL-limoneno
Constante dielétrica	38,25 (SEZAI SARAC <i>et al.</i> , 2006)	2,4 (SAWALHA <i>et al.</i> , 2021)
Ponto de ebulição (°C)	153 (CHINNABHANDAR <i>et al.</i> , 2007)	176 (LIBARDONI, 2006)
Pressão de vapor a 25°C (kPa)	0,49 (ISHII <i>et al.</i> , 2022)	0,19 (KARMAN <i>et al.</i> , 2021)

Para verificar o comportamento de cada variável no diâmetro da fibra, os gráficos de contorno (Figura 25) foram construídos com base no modelo previamente obtido. Como mostra a Figura 25(a-c), o aumento da concentração proporciona um aumento no diâmetro das fibras. Esse aumento é praticamente linear. Pelas Figuras 25(a), Figura 25(d) e Figura 25(e), o comportamento da porcentagem de limoneno foi praticamente parabólico, atingindo um valor máximo em torno de 30% na Figura 25(a) e Figura 25(e). Na Figura 25(b), o valor máximo não foi observado em nenhuma das tensões utilizadas neste estudo. De qualquer forma, na Figura 25(d), observa-se que o aumento do diâmetro das fibras ocorre com o aumento desse parâmetro.

Tanto a tensão quanto a vazão apresentaram um efeito bem menor em relação aos outros dois parâmetros acima, além da tensão apresentar um comportamento tipicamente linear, como dado pela ANOVA (Tabela 8).

O diâmetro ideal das fibras varia de acordo com a aplicação. Na coleta de nanopartículas, geralmente um diâmetro menor resulta em maior eficiência de coleta (MEDEIROS *et al.*, 2022; THENMOZHI *et al.*, 2017). Fibras de menor diâmetro são vantajosas por aumentarem a porosidade do meio filtrante e, conseqüentemente, a capacidade de filtração do ar (DEMIREL *et al.*, 2022; YI *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2016a, 2016b). Esse benefício das fibras é especialmente relevante para partículas menores, como as nanopartículas, uma vez que seus diâmetros estão na mesma faixa de tamanho das fibras, o que aumenta a eficiência da coleta (MIKHEEV *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2016b). No entanto, outros fatores, como a gramatura e a espessura do filtro, têm um impacto ainda maior na eficiência da coleta (HINDS, 1998; ZHANG *et al.*, 2019b). Analisando a Tabela 7, observa-se que as maiores eficiências não ocorrem nas condições de menor diâmetro das fibras. Isso porque menores concentrações e vazões resultam em uma menor massa de nanofibras depositadas, levando a filtros com menor gramatura e espessura. Além disso, a morfologia das fibras tem um grande impacto na capacidade dessas membranas de remover partículas e deve ser cuidadosamente avaliada.

Figura 25. Gráficos de contorno do diâmetro da fibra para os seguintes parâmetros: (a) concentração de limoneno vs. porcentagem de DL-limoneno; (b) concentração vs. voltagem; (c) concentração vs. vazão de injeção; (d) porcentagem de DL-limoneno vs. tensão; (e) porcentagem de DL-limoneno vs. vazão de injeção; (f) vazão de injeção vs. voltagem.



5.1.2. Avaliação da morfologia das fibras

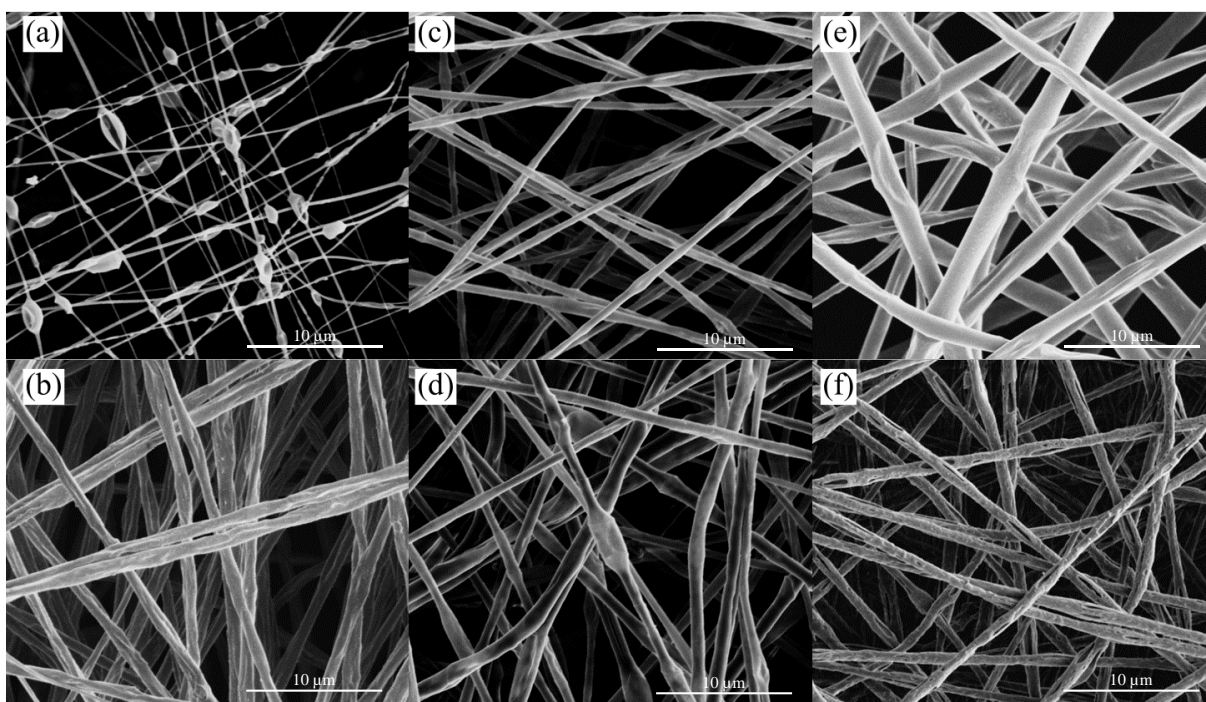
As principais morfologias das fibras encontradas são mostradas na Figura 26. Como pode ser visto na Figura 26(a), apesar das fibras serem muito finas, houve intensa formação de *beads* devido à baixa viscosidade da solução polimérica. Isso resultou em instabilidades no jato, onde as forças viscoelásticas foram superadas pelas elétricas, criando uma estrutura de colar de pérolas (YARIN, 1993; ZONG *et al.*, 2002). A quebra do jato e a formação de gotículas contribuíram para a formação de *beads* em forma esférica (SHIN, 2005; SHIN; CHASE, 2005). Na literatura, tem sido relatado que, em alguns casos, a presença de *beads* pode trazer benefícios para a filtração de ar (DEMIREL *et al.*, 2022; HU *et al.*, 2022; HUANG *et al.*, 2020; WANG; ZHAO; PAN, 2015) e para a entrega de medicamentos (CHEN *et al.*, 2023; WANG *et al.*, 2015b). No entanto, dependendo da aplicação, como sensores ou outros que exijam maior uniformidade, a presença de *beads* é um tanto desvantajosa e até indesejável (LOCARNO *et al.*, 2019; MORSÜMBÜL *et al.*, 2024). Em contrapartida, a concentração de 20% gerou fibras grossas, com tendência à aglutinação e união entre elas, como observado na Figura 26(b).

O aumento da concentração (Figuras 26(a-b)) favoreceu a produção de fibras uniformes e morfologia mais homogênea, devido ao emaranhamento mais intenso das cadeias poliméricas, impedindo a formação de *beads* (ANITHA; THIRUVADIGAL; NATARAJAN, 2011; RAMAKRISHNA *et al.*, 2005; WENDORFF; AGARWAL; GREINER, 2012). No entanto, a maior quantidade de material resultou em maior densidade de fibras, conferindo uma impressão de uma estrutura mais compacta (SHIN; CHASE, 2005; YARIN, 1993). A concentração e, conseqüentemente, a viscosidade e a tensão superficial são dominantes no processo (DEMIR *et al.*, 2002). Valores muito baixos de viscosidade levaram à atomização da solução polimérica (eletropulverização) (ISIK *et al.*, 2017), como evidenciado na Figura 21 anteriormente, enquanto viscosidades reduzidas resultaram em quebras de jato e na formação de um padrão de *beads* (FONG; CHUN; RENEKER, 1999; SHIN; CHASE, 2005). Por outro lado, viscosidades mais elevadas resultaram em fibras lisas, contínuas e bem uniformes, como pode ser observado nas Figuras 26(c-e) e está de acordo com a literatura (ISIK; DEMIR, 2018).

Ao comparar o efeito da voltagem aplicada sobre a morfologia das fibras (Figura 26(c-d)), observa-se que uma voltagem de 15 kV fornece fibras mais finas, com menor quantidade de *beads*. O aumento a tensão para 25 kV proporcionou um aumento no diâmetro e quantidade de *beads*. A maior força elétrica pode não ter permitido um maior alongamento da solução polimérica antes de atingir a placa coletora (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005), como explicado

anteriormente. Por outro lado, a vazão de injeção não afetou significativamente a morfologia das fibras, além do diâmetro. Com fibras muito parecidas entre si, variando pelo número de fibras presentes nas imagens.

Figura 26. Imagens de microscopia eletrônica de varredura com aumentos de 10.000x nas seguintes condições: (a) concentração de 10%, porcentagem de DL-limoneno de 40%, voltagem de 17,5 kV e vazão de 0,6 mL/h; (b) concentração de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, tensão de 20 kV e vazão de 0,8 mL/h; (c) concentração de 15%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, voltagem de 15 kV e vazão de 0,8 mL/h; (d) concentração de 15%, porcentagem de DL-limoneno de 30%, voltagem de 25 kV e vazão de 0,8 mL/h; (e) concentração de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 20%, voltagem de 22,5 kV e vazão de 0,6 mL/h; (f) concentração de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 40%, voltagem de 22,5 kV e vazão de 0,6 mL/h.

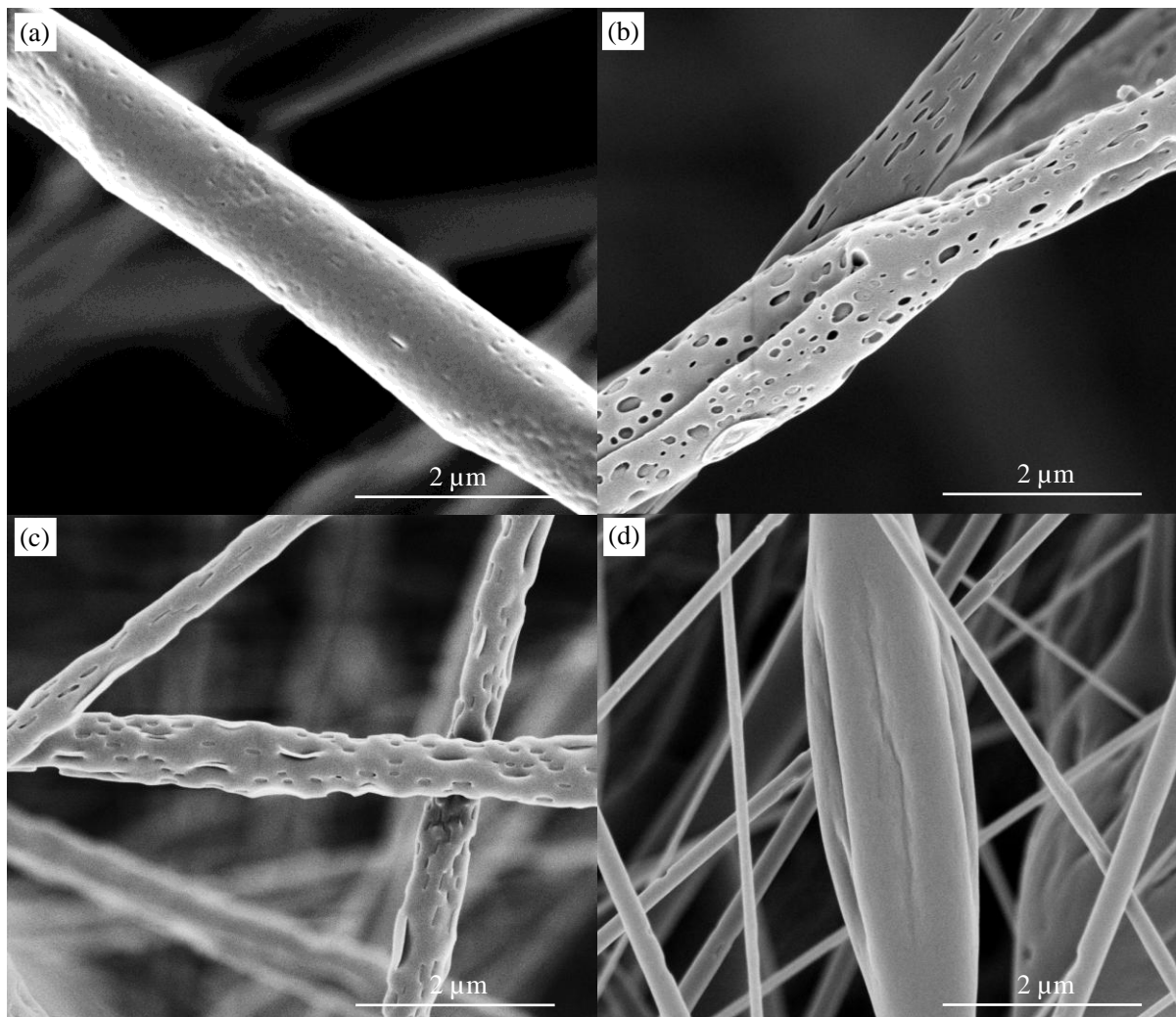


Fonte: Autor.

Um ponto interessante é o efeito do DL-limoneno na morfologia das fibras na concentração polimérica de 20% (Figura 26(e-f)). Observou-se que, nas demais concentrações, o efeito do DL-limoneno foi principalmente a redução do diâmetro da fibra. Na concentração polimérica de 20%, com 20% de DL-limoneno, as fibras apresentaram superfícies lisas e discreta rugosidade. Ao aumentar a quantidade de limoneno para 40%, as fibras tornaram-se porosas. A Figura 27 mostra maiores detalhes das fibras em aumentos de 50.000 vezes,

revelando a formação de sulcos e poros com aumento da porcentagem de DL-limoneno.

Figura 27. Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) com aumentos de 50.000x a uma concentração de poliestireno de 20%, tensão de 22,5 kV, vazão de 0,6 mL/h e porcentagens de DL-limoneno de: (a) 20%; (b) 40%; (c) 60%; (d) 80%.



Fonte: Autor.

Os poros foram tipicamente ovais e mais predominantes em porcentagens de DL-limoneno de 40 e 60%. De fato, na Tabela 11, a maior densidade de poros por área é quase três vezes maior nessas condições. Poucos foram observados com uma porcentagem de DL-limoneno de 20% e a presença de grandes *beads* foi observada quando se usou uma porcentagem de DL-limoneno de 80%. As maiores e menores dimensões foram quantificadas devido ao formato oval, indicando que a adição de DL-limoneno tende a aumentar o comprimento do poro (Tabela 11). Na literatura, geralmente é relatado que essa formação pode ser influenciada pelo ponto de ebulição do solvente, umidade ambiente e peso molecular do

polímero (PAI; BOYCE; RUTLEDGE, 2009; RAJAK *et al.*, 2019; RAVICHANDRAN *et al.*, 2019). No entanto, o peso molecular é a mesma e a umidade foi mantida constante abaixo de 50% durante todos os experimentos. Portanto, pode-se dizer que a diminuição da pressão de vapor com a adição de DL-limoneno tornou o solvente menos volátil, o que deu tempo para que a fibra formasse essa estrutura porosa e rugosa. Essa alteração pode aumentar a área superficial através da adição de nanoporos/rugosidade (DING *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2012; WANG; ZHAO; PAN, 2015) e pode afetar a filtração de nanopartículas do ar bem como outros contaminantes (NO_x, SO_x e CO₂) (DING *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2012; WANG; ZHAO; PAN, 2015).

Tabela 11. Quantidade e dimensões de poros em fibras obtidas na concentração de poliestireno de 20%, tensão de 22,5 kV, vazão de 0,6 mL/h e diferentes porcentagens de DL-limoneno.

Porcentagem de DL-limoneno (%)	Poros por área (#/μm ²)	Dimensões médias dos poros ovais	
		Lado maior (nm)	Lado menor (nm)
20	5,69 ± 2,12	94 ± 89	19 ± 41
40	16,19 ± 3,43	189 ± 81	60 ± 33
60	17,80 ± 2,91	194 ± 76	40 ± 13
80	3,98 ± 2,52	175 ± 84	33 ± 45

Fonte: Autor.

5.1.3. Avaliação da eficiência de coleta de nanopartículas

A eficiência de coleta das nanopartículas foi avaliada tanto de forma global quando para diferentes diâmetros. A Tabela 7 mostra os valores globais de eficiência utilizados no planejamento dos experimentos. Ressalta-se nessa tabela que eficiências acima de 90% foram alcançadas em três ensaios: na concentração de 20% com 40% de DL-limoneno, voltagem de 22,5 kV e vazão de 1,0 mL/h; na concentração de 15% com 30% de DL-limoneno, voltagem de 20 kV e vazão de 1,2 mL/h; concentração de 15% com 50% de DL-limoneno, voltagem de 20 kV e vazão de 0,8 mL/h. Estes resultados devem-se tanto à maior massa eletrofiada nestas condições (ver Tabela 12), quanto a morfologias diferenciadas.

É relevante mencionar que mesmo em um curto tempo de eletrofição de 5 minutos, foi possível obter filtros altamente eficientes e com alta permeabilidade. Ao contrário de trabalhos anteriores que exigiam tempos de eletrofição mais longos (entre 15 e 4 horas) (MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2019, 2020; ZULFI *et al.*, 2018a) para maiores eficiências, os resultados aqui foram promissores. Como não ocorreu eletrofição na concentração de 5%, a eficiência

foi próxima de zero e negativa. Esse valor não tem significado físico, resultante de pequenas flutuações no gerador de nanopartículas entre as medidas da entrada e saída (CASTRO *et al.*, 2021).

Tabela 12. Valores de gramatura para os 31 meios filtrantes obtidos com o planejamento de experimentos.

C* (%)	R* (%)	V* (kV)	v* (mL/h)	Gramatura (g/cm ²)
10	20	17,5	0,6	0,08823±0,00001
10	20	17,5	1,0	0,09164±0,00001
10	20	22,5	0,6	0,08945±0,00001
10	20	22,5	1,0	0,09252±0,00003
10	40	17,5	0,6	0,08915±0,00001
10	40	17,5	1,0	0,09155±0,00001
10	40	22,5	0,6	0,08999±0,00001
10	40	22,5	1,0	0,09291±0,00002
20	20	17,5	0,6	0,10599±0,00002
20	20	17,5	1,0	0,10725±0,00003
20	20	22,5	0,6	0,10615±0,00001
20	20	22,5	1,0	0,10788±0,00001
20	40	17,5	0,6	0,10683±0,00003
20	40	17,5	1,0	0,11001±0,00002
20	40	22,5	0,6	0,10802±0,00001
20	40	22,5	1,0	0,11045±0,00001
5	30	20	0,8	0,08615±0,00003
25	30	20	0,8	0,12285±0,00002
15	10	20	0,8	0,09333±0,00001
15	50	20	0,8	0,09652±0,00001
15	30	15	0,8	0,09466±0,00001
15	30	25	0,8	0,09715±0,00001
15	30	20	0,4	0,09189±0,00001
15	30	20	1,2	0,11692±0,00003
15	30	20	0,8	0,09452±0,00001
15	30	20	0,8	0,09588±0,00001
15	30	20	0,8	0,09622±0,00001
15	30	20	0,8	0,09577±0,00002
15	30	20	0,8	0,09665±0,00001
15	30	20	0,8	0,09488±0,00002
15	30	20	0,8	0,09543±0,00001
Tela de cobre				0,08562±0,00772

* C: Concentração, R: Porcentagem de DL-limoneno, V: Voltagem, V: Vazão de injeção de solução polimérica.

Fonte: Autor.

A avaliação do planejamento dos experimentos foi realizada de forma semelhante à dada anteriormente, onde a adequação do modelo foi inicialmente avaliada pelos erros gerados entre os valores previstos e observados (Figura 28(a)) e pelo gráfico de probabilidade normal dos resíduos (Figura 28(b)). A predição do modelo foi feita por análise de variância (ANOVA) com os dados obtidos para este planejamento de experimentos (Tabela 13). Os dados em vermelho referem-se aos valores considerados significativos.

Figura 28. (a) Valores previstos *versus* valores observados para o planejamento fatorial com a eficiência de coleta como variável resposta e (b) gráfico da probabilidade normal de resíduos.



Fonte: Autor.

O modelo empírico obtido, representado pela Equação 6, apresentou boa correlação com os dados experimentais, com os valores de R^2 (0,95826) e $Adj-R^2$ (0,92173) próximos de 1, indicando que o modelo representou satisfatoriamente as relações reais entre os fatores selecionados (SENTHIVELAN *et al.*, 2019). A significância do modelo também foi demonstrada pela pequena diferença entre os valores de $Adj-R^2$ e $Pred-R^2$ (SALMAN; ABBAR, 2023; YAZICI GUVENC *et al.*, 2023). Além disso, conforme apresentado na Tabela 13, a falta de ajuste pode ser considerada estatisticamente insignificante (p -valor $< 0,05$), indicando que o modelo foi eficaz, adequado e significativo para explicar o processo de desenvolvimento de membranas de poliestireno reciclado por eletrofição, para uso na remoção de nanopartículas do ar (SENTHIVELAN *et al.*, 2019; YAZICI GUVENC *et al.*, 2023).

$$\eta = -133.301 + 23.389C - 1.504R - 4.608V - 15.029v - 0.385C^2 + 0.030R^2 + 0.252V^2 + 98.884v^2 - 0.053CR - 0.163CV - 5.194Cv + 0.067RV + 0.238Rv - 2.887Vv$$

Equação 6

Nesta equação, η é a eficiência de coleta (%), C é a concentração do polímero (%), R é a porcentagem de limoneno na solução (%), V é a voltagem (kV) e v é a vazão de injeção (mL/h).

Como esperado, todas as variáveis influenciaram a eficiência de coleta, algumas de forma linear e quadrática (concentração, porcentagem de limoneno e vazão de injeção) e a voltagem apenas de forma linear. Apenas o efeito combinado da concentração e do fluxo de injeção foi estatisticamente significativo na eficiência de coleta. Esses parâmetros são notoriamente conhecidos por afetar a eletrofição e a eficiência da coleta de partículas (MEDEIROS *et al.*, 2022; ZHANG *et al.*, 2019b). Para entender o efeito de cada variável, foram

determinados os efeitos estimados pelo modelo para cada parâmetro e combinação de parâmetros (Tabela 13), e o comportamento foi determinado por gráficos de contorno (Figura 29).

Tabela 13. Análise de variância (ANOVA), efeitos estimados e erro padrão para o modelo obtidos pelo planejamento de experimentos utilizando eficiência global como variável resposta

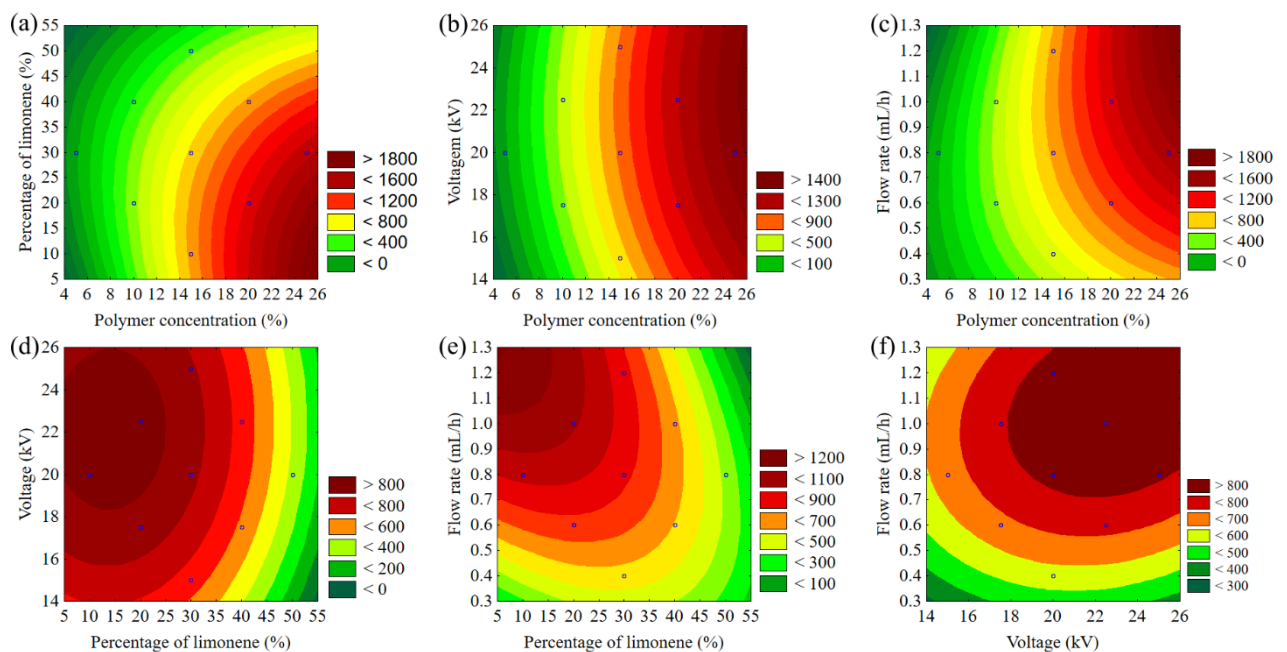
Fatores	Soma quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	Valor F	Valor p	Efeitos estimados (nm)	Erro padrão
(1)C (L)	4879.17	1	4879.173	317.1432	0.000002	28.5166	1.601289
C (Q)	2644.07	1	2644.072	171.8630	0.000012	-19.2316	1.466982
(2)R (L)	2494.92	1	2494.920	162.1683	0.000014	20.3917	1.601289
R (Q)	253.37	1	253.367	16.4687	0.006664	5.9533	1.466982
(3)V (L)	1126.96	1	1126.962	73.2518	0.000140	13.7050	1.601289
V (Q)	71.19	1	71.195	4.6276	0.074983	3.1558	1.466982
(4)v (L)	1919.24	1	1919.239	124.7494	0.000031	17.8850	1.601289
v (Q)	447.38	1	447.381	29.0795	0.001676	7.9108	1.466982
1L by 2L	111.09	1	111.092	7.2209	0.036189	-5.2700	1.961171
1L by 3L	66.50	1	66.504	4.3227	0.082836	-4.0775	1.961171
1L by 4L	431.60	1	431.601	28.0538	0.001836	-10.3875	1.961171
2L by 3L	44.76	1	44.756	2.9091	0.138958	3.3450	1.961171
2L by 4L	3.61	1	3.610	0.2346	0.645273	0.9500	1.961171
3L by 4L	33.35	1	33.351	2.1678	0.191351	-2.8875	1.961171
Falta de ajuste	558.08	10	55.808	3.6275	0.064159		
Erro puro	92.31	6	15.385				
Média quadrática total	15581.13	30					
R²				0,95826			
Adj-R²				0,92173			
Pred-R²				0,78562			

Fonte: Autor.

Existem poucos estudos na literatura que utilizaram o planejamento fatorial aplicado à eficiência da coleta de nanopartículas. Entre esses estudos, a maioria dos estudos com foco na avaliação estatística empregou parâmetros diferentes, como tempo de fiação ou variações na composição da solução polimérica (DEHGHAN *et al.*, 2016; MOHRAZ *et al.*, 2019; NOREÑA-CARO; ALVAREZ-LÁINEZ, 2016; ROBERT; NALLATHAMBI, 2022b; SOHRABI *et al.*, 2023; ZHANG *et al.*, 2021a). O trabalho mais semelhante foi o de Mata e colaboradores (2023), que realizaram uma análise estatística dos efeitos do tempo de eletrofiação, campo elétrico e vazão de injeção na produção de membranas de PVA/quitosana para filtração de nanopartículas, com conclusões semelhantes. O gráfico de contorno do campo elétrico em relação à vazão de injeção foi análogo ao observado neste estudo, com a eficiência aumentando com maiores valores desses parâmetros. Também pode ser visto na Figura 29 que

valores mais altos dos parâmetros que afetam a espessura ou gramatura das fibras (concentração do polímero e vazão de injeção) tenderam a melhorar o desempenho da coleta de partículas, conforme relatado em outros trabalhos da literatura (RAJAK *et al.*, 2020; SHIN; CHASE, 2005; WAN *et al.*, 2014).

Figura 29. Gráficos de contorno para eficiência de coleta de nanopartículas para os seguintes parâmetros: (a) concentração vs. porcentagem de DL-limoneno; b) concentração vs. vazão de injeção; (c) concentração vs. voltagem; (d) porcentagem de DL-limoneno vs. voltagem; (e) porcentagem de DL-limoneno vs. vazão de injeção; (f) vazão de injeção vs. voltagem.



Fonte: Autor.

Observou-se que a concentração da solução polimérica foi o parâmetro que apresentou maior efeito na coleta de nanopartículas, assim como observado em outros estudos com diferentes polímeros (ALMEIDA *et al.*, 2020; BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a). Como pode ser observado nas Figuras 29(a-c), a concentração apresenta um comportamento quadrático típico nas três figuras, ou seja, há um aumento da eficiência até um valor máximo próximo a 20%, com posterior decréscimo. Esse comportamento quadrático era esperado, foi explicado anteriormente por ANOVA (Tabela 13) e ocorre porque o aumento da concentração afeta diretamente a viscosidade da solução e, conseqüentemente, o aumento das forças viscoelásticas, do diâmetro da fibra e do número de *beads* (COSTA *et al.*, 2012; MEDEIROS *et al.*, 2022; PILLAY *et al.*, 2013).

A porcentagem de limoneno na solução foi o segundo parâmetro mais influente no

processo e seu comportamento foi praticamente linear (Figura 29(a), Figura 29(d) e Figura 29(e), mas com efeito menor do que o observado pela concentração. Na faixa avaliada neste estudo, não foi observado um valor máximo e provavelmente ocorre após a adição de solução de limoneno a 50%, uma vez que em testes preliminares não foi possível produzir fibras no processo de eletrofiação apenas com limoneno, ocasionado pela diminuição da viscosidade, constante dielétrica e volatilidade, como explicado anteriormente. É importante ressaltar que menores diâmetros de fibras aumentam a eficiência da coleta de nanopartículas (ARUCHAMY; MAHTO; NATARAJ, 2018; BONFIM *et al.*, 2021a), e a melhora na eficiência de coleta associada ao aumento do DL-limoneno também pode estar associada a isso.

A vazão de injeção também teve contribuição linear relevante de até 17,88% e foi o terceiro parâmetro mais influente. Sua contribuição quadrática também foi estatisticamente significativa, mas com efeito estimado inferior a todos os outros parâmetros lineares (7,9108%). A Figura 29(c), a Figura 29(e) e a Figura 27(f) mostram esse comportamento quadrático. Esse efeito positivo ocorre devido à maior quantidade de nanofibras que são depositadas na placa coletora, além deste parâmetro também afetar a rapidez com que ocorrerá a evaporação do solvente e, conseqüentemente, também influenciar na morfologia das fibras (GREINER; WENDORFF, 2007; PILLAY *et al.*, 2013; WAN *et al.*, 2014; ZONG *et al.*, 2002), o que certamente influencia na eficiência da coleta e que também pode ser observado em outros estudos (BONFIM *et al.*, 2021a; STRAIN *et al.*, 2015). O efeito combinado entre esses dois parâmetros (concentração e vazão) ocorre principalmente porque eles influenciam diretamente a quantidade de polímero eletrofiado, ou seja, quanto maior ambos os parâmetros, maior a massa depositada na placa coletora. Portanto, isso aumenta tanto a gramatura quanto a espessura do filtro, o que afeta diretamente a eficiência da coleta (RAJAK *et al.*, 2020; SHIN; CHASE, 2005; WAN *et al.*, 2014).

A voltagem foi o quarto parâmetro com maior influência (Tabela 13) e teve um comportamento praticamente linear (Figura 29(b), Figura 29 (d) e Figura 29(f)), ou seja, um aumento na tensão proporcionou um aumento na eficiência de coleta de nanopartículas. Esse parâmetro geralmente não é avaliado em estudos recentes na literatura, que utilizam apenas um valor para esse parâmetro (ALMEIDA *et al.*, 2020; BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; MATA *et al.*, 2022; OLIVEIRA; AGUIAR; GUERRA, 2021). Isso ocorre porque é a voltagem que induz tanto o campo elétrico quanto as cargas necessárias para a eletrofiação da solução polimérica (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005) afetando diretamente as características da fibra e, conseqüentemente, a eficiência da coleta de nanopartículas. Todas as voltagens utilizadas permitiram a eletrofiação, mas o aumento da eficiência com o aumento da tensão aplicada

sugere que uma maior força elétrica no sistema pode causar maior empacotamento das fibras e menor alongamento das mesmas, o que aumenta a barreira à passagem do aerossol e aumenta a eficiência de coleta (RAMAKRISHNA *et al.*, 2005; ZHAO *et al.*, 2004; ZONG *et al.*, 2002).

É importante ressaltar que pontos em sela foram obtidos e podem ser visualizados nos gráficos da Figura 29(a-c). Além disso, foram obtidos pontos de mínimo nas Figuras 29(d-e). Esses pontos são importantes, pois indicam pontos máximos e/ou mínimos na faixa avaliada, o que contribui para a otimização do modelo. Assim, a partir do modelo obtido (Equação 6) e dos gráficos de contorno (Figura 29), foi possível determinar o valor otimizado que proporcionaria a maior eficiência de coleta para as nanopartículas. Os valores previstos pelo modelo para três condições experimentais são mostrados na Tabela 14, sendo uma condição ótima (13,5C-50R-25V-1,2v) e as outras duas condições adicionais (Condição 1 e Condição 2). A Condição 1 (15C-50R-20V-0,8v) refere-se à maior eficiência obtida pelos experimentos realizados no planejamento experimental e evidenciada na Tabela 7. A Condição 2 (25C-50R-25V-1.2v) refere-se a um experimento que utilizou os maiores valores dos parâmetros utilizados no planejamento do experimento e que não foi utilizado no cálculo do modelo estatístico. Para validar o modelo, os valores previstos foram comparados com os valores observados experimentalmente para essas duas condições e a condição otimizada.

Como pode ser observado na Tabela 14, o modelo prediz satisfatoriamente os dados experimentais, sendo possível validar experimentalmente o ponto ótimo que proporciona a maior eficiência de coleta possível. Novamente, é importante ressaltar que ele foi eletrofiado por apenas 5 minutos, tempo muito menor em relação a outros estudos como demonstrado anteriormente. A Tabela 14 também destaca a vantagem da adição de DL-limoneno para melhorar a eficiência da coleta de nanopartículas, sendo 50% o valor ótimo para todas as condições. Maiores eficiências foram alcançadas a uma vazão de 1,2 mL/h, aumentando a produção de fibra e a deposição de massa de polímero no suporte, melhorando a resistência mecânica do material. Nessa condição ótima, o diâmetro médio das fibras foi de 708 ± 176 nm, com distribuição normal como mostra o histograma da Figura 30 (KIJEŃSKA-GAWROŃSKA; WIERCÍŃSKA; BIL, 2022). Seguindo padrões de estudos semelhantes que utilizaram poliestireno, a maioria das fibras tem diâmetros entre 300 e 900 nm (RAJAK *et al.*, 2020; SHIN; CHASE, 2005).

Tabela 14. Valores obtidos experimentalmente e preditos pelo modelo estatístico para a condição ótima e outras duas condições

Parâmetros	Valores máximos		
	Condição ótima*	Condição 1**	Condição 2***
Concentração (%)	13,5	15	25
Vazão de injeção (mL/h)	1,2	0,8	1,2
Voltagem (kV)	25	20	25
Porcentagem de DL-limoneno (%)	50	50	50
Queda de pressão (Pa)	54,8 ± 0,3	29,6 ± 0,5	74,5 ± 0,3
Permeabilidade × 10 ⁻¹¹ (m ²)	0,0266 ± 0,005	0,0872 ± 0,001	0,0112 ± 0,001
Fator de qualidade (Pa ⁻¹)	0,19	0,086	0,091
Valores preditos pelo modelo	<99,99	93,73	99,82
Valores observados experimentalmente	99,997 ± 0,001	92,11 ± 3,87	99,89 ± 0,01

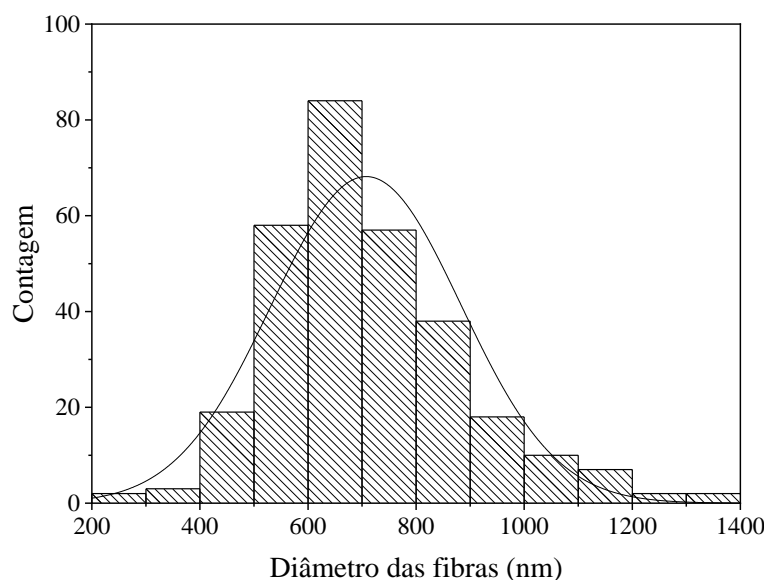
* Valores otimizados para eficiência de coleta de nanopartículas.

** Maior valor obtido durante o planejamento dos experimentos.

*** Condição obtida pela realização de um teste com os maiores valores de cada variável utilizada no planejamento de experimentos.

Fonte: Autor.

Figura 30. Histograma do diâmetro das fibras para ótima condição de eficiência de coleta.

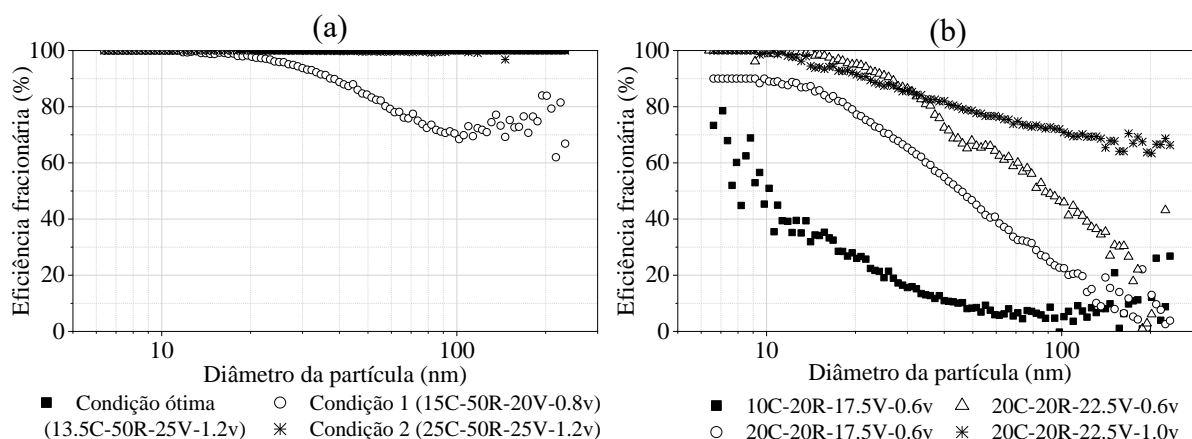


Fonte: Autor.

Além dos dados de eficiência global, a eficiência fracionária permite verificar como é o comportamento para diferentes diâmetros de partículas, como ilustrado na Figura 31(a) para as três condições analisadas anteriormente na Tabela 14. Observou-se que a Condição Ótima e a Condição 2 conferiram alta eficiência (>99%) em todos os diâmetros avaliados. Por outro lado, na Condição 1, há uma queda na eficiência de coleta com o aumento do diâmetro das partículas, principalmente para partículas maiores que 20 nm. É importante mencionar que existem vários mecanismos presentes na filtração de partículas, mas o mecanismo de difusão é predominante para partículas menores que 100 nm (HINDS, 1999). Ele ocorre devido ao movimento aleatório das partículas, também chamado de movimento browniano, que permite uma eventual colisão

com a fibra e sua posterior captura (BAI *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2019b). A queda de eficiência ocorre porque há uma competição entre mecanismos de difusão e interceptação, levando a um ponto de mínimo (CHOW *et al.*, 2022; HINDS, 1999). No caso deste estudo, observou-se o ponto de mínimo próximo a 100 nm para essa condição. Como houve alta eficiência para partículas menores que 20 nm, o efeito rebote térmico pode ser desconsiderado (GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*, 2011; WANG; OTANI, 2013). Um comportamento ligeiramente diferente é observado na Figura 31(b), que demonstra as eficiências fracionárias sob diferentes condições. Neste caso, ainda há uma preponderância do mecanismo por difusão, mas devido às características das fibras e menores eficiências, um mínimo de eficiência não foi alcançado na faixa de partículas avaliada.

Figura 31. Eficiência fracionária para: (a) condição ótima, condição 1 e condição 2; b) concentrações de 10% e 20%, percentagem de limoneno de 20%, tensões de 17,5 e 22,5 kV e vazões de injeção de 0,6 e 1,0 ml/h.



Fonte: Autor.

Algumas suposições foram levantadas sobre o impacto da tela de cobre na eficiência de coleta, uma vez que foi possível alcançar altas eficiências com um tempo de eletrofiação muito curto. Por ser um material muito condutor e submetido a um campo elétrico, pode ter ocorrido algum carregamento corona (GAO *et al.*, 2020; GIACOMETTI; FEDOSOV; COSTA, 1999; TSAI; SCHREUDER-GIBSON; GIBSON, 2002). Além disso, a formação de um dipolo pode ter ocorrido no contato entre o poliestireno e a tela de cobre devido à grande diferença nas constantes dielétricas desses materiais. Algo semelhante foi obtido no trabalho de Li e colaboradores (2020c), que prepararam fibras de eletreto híbridas totalmente poliméricas estudando a complementaridade de respostas elétricas entre polímeros eletrofiados. O

acoplamento dos comportamentos de polarização elétrica do poliestireno (PS), com baixa constante dielétrica, e do fluoreto de polivinilideno (PVDF), com alta constante dielétrica, permitiu que as fibras híbridas PS/PVDF exibissem efeito eletreto. Como pode ser visto na Tabela 15, todos os meios filtrantes apresentaram alguma carga superficial negativa no ar, maior em concentrações poliméricas de 15 e 20%.

Tabela 15. Carga superficial média dos meios filtrantes obtida em algumas condições avaliadas no planejamento de experimentos

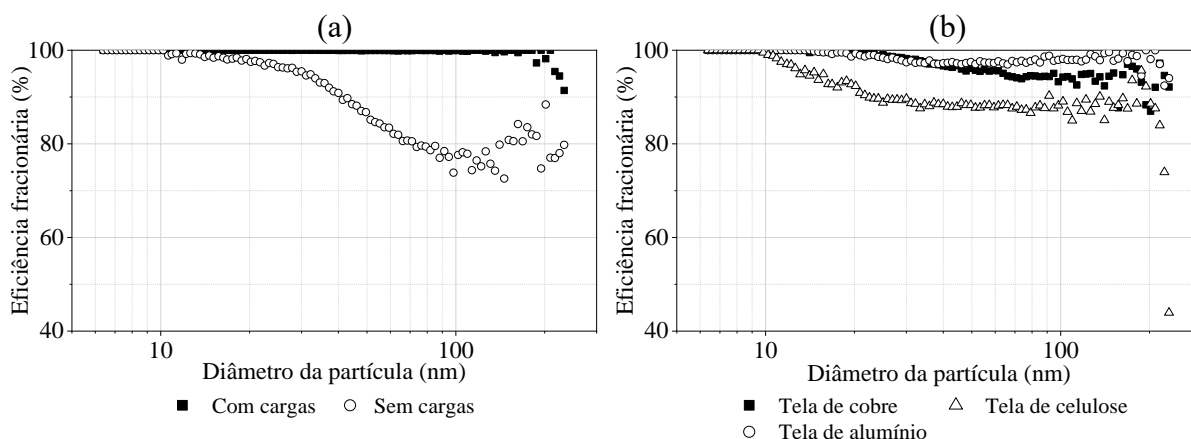
Concentração (%)	Porcentagem de DL-limoneno (%)	Voltagem (kV)	Vazão de injeção (mL/h)	Carga superficial (kV)
10	40	17.5	0.6	-0.31 ± 0.09
15	30	15	0.8	-0.53 ± 0.11
15	30	25	0.8	-0.73 ± 0.14
20	20	22.5	0.6	-1.15 ± 0.22
20	40	22.5	0.6	-1.31 ± 0.17
25	30	20	0.8	-1.43 ± 0.19

Neste contexto, foi realizado um procedimento para remoção das cargas eletrostáticas utilizando álcool isopropílico na condição otimizada pelo planejamento de experimentos. As diferenças nas eficiências entre os filtros com e sem cargas podem ser vistas na Figura 32(a). Portanto, ao eliminar as cargas eletrostáticas do filtro, a eficiência sofreu uma queda significativa de até 10%. Na Figura 32(b), a análise foi ampliada para incluir outros dois suportes: uma tela de alumínio e uma tela de celulose. Resultados semelhantes foram obtidos, mostrando um padrão coerente. Nas telas de cobre e alumínio, a eficiência global atingiu valores elevados, acima de 97%. Já a tela de celulose, material com constante dielétrica próxima ao poliestireno, registrou eficiência global de $89,36 \pm 1,26\%$. Esta análise comparativa reforça a importância dos suportes escolhidos no processo e sua influência na eficiência da filtração eletrostática.

Os mecanismos tradicionais de filtração geralmente incluem difusão, interceptação, impaction e atração gravitacional (BAI *et al.*, 2021). A introdução de um novo mecanismo, o eletrostático, possibilita atrair partículas submicrométricas sem aumentar a queda de pressão do filtro (ABDOLGHADER *et al.*, 2018; WANG, 2001). Esse mecanismo tem alto efeito na coleta de nanopartículas e possibilita diversas aplicações, como filtros de ar condicionado, filtros de salas limpas e filtração industrial (DING *et al.*, 2019; GOBI *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2015b; WANG *et al.*, 2016b; YEOM; SHIM; POURDEYHIMI, 2010). De qualquer forma, avaliações mais aprofundadas precisam ser realizadas para entender a influência do suporte metálico sobre esse mecanismo. No entanto, eles ficam fora do escopo deste trabalho e são deixados como

sugestão de trabalhos futuros.

Figura 32. Eficiência fracionária para verificar a contribuição do mecanismo eletrostático na filtração de nanopartículas onde: (a) filtros obtidos na condição ótima com e sem cargas eletrostáticas; (b) utilizando diferentes suportes (telas de cobre, aço inoxidável e celulose) e eletrofiliação na concentração de 20%, porcentagem de DL-limoneno de 40%, voltagem de 25 kV, e vazão de 0,8 mL/h.



Fonte: Autor.

A eficiência da coleta é importante na avaliação dos meios filtrantes, no entanto, a queda de pressão também deve ser levada em consideração. Esse parâmetro é importante e está diretamente relacionado à quantidade de energia que será gasta em um processo para garantir o escoamento de ar entre os meios filtrantes (BAI *et al.*, 2021; HINDS, 1999; ZHANG *et al.*, 2019b). Como pode ser observado na Tabela 14, as quedas de pressão são baixas nos três meios filtrantes e ocorreu principalmente pelo tempo de eletrofiliação de apenas 5 minutos. Devido a isso, os fatores de qualidade são elevados, atingindo um valor de $0,19 \text{ Pa}^{-1}$ para a condição ótima dada pelo modelo estatístico. Esse valor é superior à maioria dos estudos que utilizam a eletrofiliação para produzir meios filtrantes (BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; JIANG *et al.*, 2018; KIM *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2014b; ZULFI *et al.*, 2018a) que geralmente apresentam fatores de qualidade em torno de 0,01 a $0,09 \text{ Pa}^{-1}$. Isso demonstra os benefícios que esse método e a análise multifatorial proporcionam para a investigação das melhores condições e otimização dos processos.

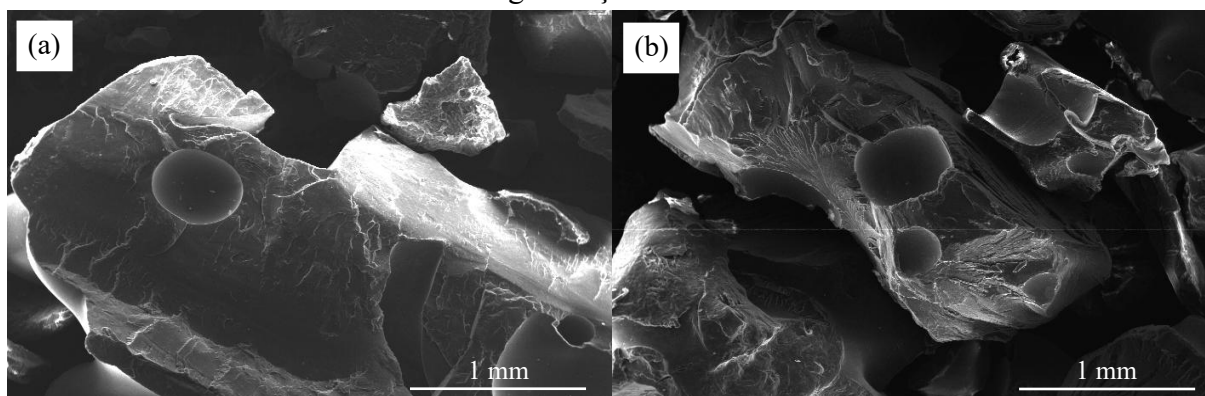
5.1.4. Avaliação da permeabilidade ao ar

A constante de permeabilidade ao ar é um parâmetro importante quando aplicações de membranas como meios filtrantes são desejadas. Isso porque relaciona a queda de pressão às características dos filtros, permitindo que se tome uma decisão sobre possíveis aplicações (HINDS, 1999; MEDEIROS *et al.*, 2022). Os dados de permeabilidade ao ar obtidos para todos os testes utilizando o planejamento de experimentos também estão expressos na Tabela 7. Não foi possível obter um modelo estatístico preditivo para esse parâmetro, com R^2 de 0,64881 e ausência de ajuste estatisticamente significativo. De qualquer forma, os valores de permeabilidade foram baixos quando comparados a outros estudos na literatura que envolveram a eletrofição de poliestireno (TANG; HAN; ZHANG, 2021) ou outros polímeros (BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; BORTOLASSI *et al.*, 2019; OLIVEIRA; AGUIAR; GUERRA, 2021). A Tabela 7 mostra que diferenças maiores ocorrem quando a concentração e a vazão de ar são variadas. Isso ocorre porque esses parâmetros afetam diretamente a quantidade de massa de polímero depositada e a espessura do meio filtrante. Portanto, quanto maiores os valores desses termos, menor a permeabilidade ao ar devido à maior resistência à passagem do ar (BONFIM *et al.*, 2021a; HINDS, 1999). O aumento da densidade das fibras na membrana também induz mudanças complicadas na estrutura dos poros, como sua redução e distribuição entre as fibras (JIANG *et al.*, 2018)

5.1.5. Caracterização dos materiais

A caracterização dos materiais é importante para entender suas características e como isso pode influenciar no processo de eletrofição. Além disso, também podemos identificar as diferenças entre o poliestireno (PS) reciclado e as fibras formadas por esse material. Inicialmente a Figura 33 apresenta as partículas e grânulos formados durante o processo de reciclagem. Como se pode ver, o material apresenta uma característica rígida, sem poros e com diferentes formatos. Pode-se inferir pela forma que ele se mostra na Figura 33 que o processo de reciclagem conseguiu remover eficientemente todo o ar contido no poliestireno expandido utilizado (SAMPER *et al.*, 2010). Além disso, as partículas apresentam uma grande distribuição de tamanhos, mas em geral variando entre 1 e 3 mm, garantindo um processo de cominuição adequado para transportes e aplicações em escala maiores (CELLA *et al.*, 2018; SAMPER *et al.*, 2010).

Figura 33. Imagens de microscopia eletrônica de varredura do poliestireno reciclado com magnificações de 35x.



Fonte: Autor.

Outro ponto a destacar é a composição elementar desse material, dado pela Tabela 16. Verifica-se que cerca de 96,32% desse material é composto de carbono. Sabendo que a molécula de poliestireno contém unicamente carbono e hidrogênio, pode-se dizer que o processo de reciclagem proporcionou um material com uma pureza elevada. Os contaminantes, como alumínio e nióbio são devidos tanto a aditivos acrescentados no poliestireno expandido precursor desse material reciclado, quanto ao processo de reciclagem que utilizou um pistilo de metal para cominuição (ADENIYI *et al.*, 2022b; VILAPLANA; RIBES-GREUS; KARLSSON, 2010).

Tabela 16. Composição elementar obtida por EDS

Amostra	C	Cu	O	Al	Nb	Si	Sn
Fibras +	11.12 ±	78.13 ±	1.91 ±	1.13 ±	1.85 ±	0.12 ±	5.75 ±
Suporte	2.78	4.72	1.40	0.41	0.24	0.035	0.29
Fibras	77.04 ±	8.32 ±	2.32 ±	3.18 ±	5.55 ±	0.57 ±	2.91 ±
PS	4.04	1.72	0.44	2.56	4.04	0.72	2.46
PS reciclado	96.32 ±	-	-	0.85 ±	2.82 ±	-	-
	2.02			0.21	2.00		

Fonte: Autor.

A avaliação das diferenças das fibras formadas utilizando a condição ótima de eficiência em relação ao poliestireno reciclado será realizada tanto utilizando as fibras com o suporte de cobre, quanto utilizando as fibras sem suporte. Pela Tabela 16, quando avaliado com suporte, a quantidade de cobre no meio filtrante chega a mais de 78%, enquanto a quantidade de carbono fica em torno de 11%. Assumindo que essa quantidade de carbono é referente as fibras depositadas no suporte, pode-se dizer que há muito mais cobre que poliestireno nessa amostra. Isso ocorre devido a grande diferença de densidade entre esses materiais. Enquanto a densidade do cobre é de 8,96 g/cm³ (HATTORI *et al.*, 2005), a densidade do poliestireno varia em torno

de $1,1 \text{ g/cm}^3$ (VÉGH *et al.*, 2007). Logo, era esperado que uma maior quantidade de cobre e esse fato está de acordo com as expectativas do estudo.

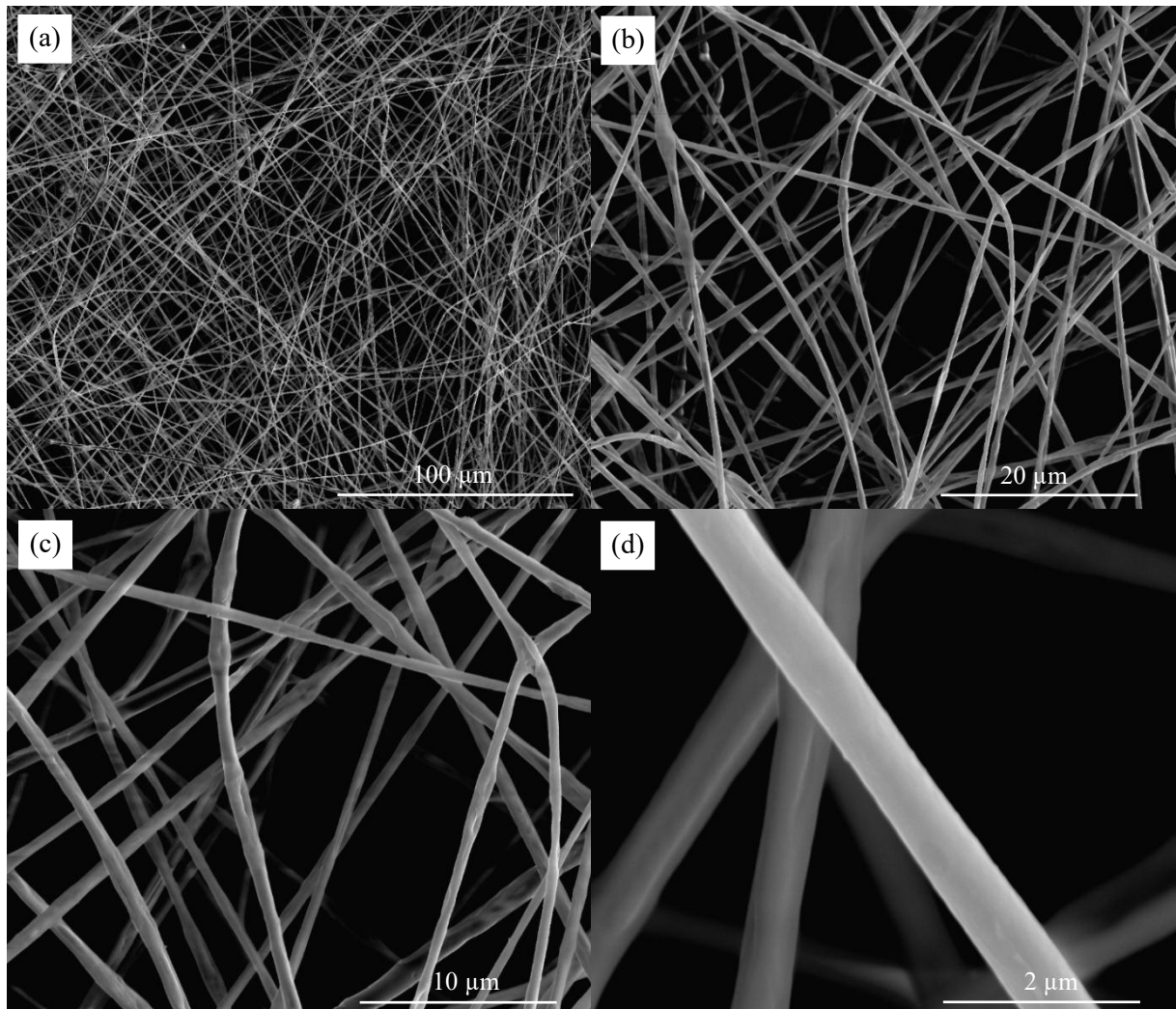
Quando se avalia apenas as fibras removidas do suporte após o processo de eletrofiação, verifica-se que a quantidade de carbono aumenta muito corroborando com a hipótese que a quantidade de carbono dessas amostras se refere ao poliestireno. Já a quantidade expressiva de cobre dessa amostra é devido ao contato íntimo que esses dois materiais tiveram durante o processo de eletrofiação. A quantidade de nióbio se manteve estatisticamente em valores semelhantes ao do material de poliestireno precursor das nanofibras. No entanto, houve um aumento da quantidade de alumínio explicado pelo fato de utilizar um coletor e um filme de alumínio na placa plana, como coletor. Já a presença de oxigênio pode ser explicada pelo ar que fica preso entre as fibras durante o processo de eletrofiação, aumentando a quantidade de oxigênio nos espaços vazios da amostra (ADENIYI *et al.*, 2022a). A presença de pequenas quantidades de sílica e estanho são devidos a contaminações que podem ocorrer no manuseio dos materiais (ADENIYI *et al.*, 2022a, 2022b).

Para verificar a morfologia das fibras obtidas na melhor condição dado pelo planejamento fatorial utilizando a eficiência de coleta como variável de resposta, a Figura 34 mostra as fibras em diferentes magnificações. Pela Figura 34(a) verifica-se que não houve formação de aglomerados de fibras, nem respingos de solventes ou aglomerados de polímero. Além disso, as fibras estão dispostas de uma forma aleatória, sem direção preferencial, causado principalmente pela escolha de utilizar um coletor de placa plana no processo de eletrofiação (REN *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2014b, 2013b). Esse fator pode ser associado a instabilidades na inflexão dos jatos que não apresentam nenhuma força externa que os façam alinhar (BHARDWAJ; KUNDU, 2010; LI; XIA, 2004) e afetam fortemente as propriedades mecânicas da membrana devido ao arranjo geométrico bastante entrelaçado (LEE *et al.*, 2005; WAN *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2013a).

Pela Figura 34(b-c) as fibras apresentam pouca rugosidade, sendo mais lisas e com uma pequena quantidade de *beads*. Os *beads* ocorrem principalmente devido a efeitos das interações entre as forças viscoelásticas e forças elétricas (YARIN, 1993; ZONG *et al.*, 2002), como já abordado anteriormente. Na maior magnificação (Figura 34(d)), é possível verificar claramente que as fibras são bastante lisas e uniformes. Segundo Shin e Chase (SHIN; CHASE, 2005), quando as condições estão bem determinadas, o processo de eletrofiação ocorre de forma a produzir continuamente fibras com uma morfologia homogênea e bem estabelecidas. Isso ocorre pelo campo elétrico atingir o valor ideal para superar a tensão superficial da solução, criar o cone de Taylor e produzir jatos carregados com estabilidade suficiente para terem um

bom alongamento, evaporação do solvente ocorrendo de forma ideal e produzindo fibras com as características desejadas.

Figura 34. Imagens de microscopia eletrônica de varredura das fibras obtidas na condição otimizada do planejamento de experimentos utilizando a eficiência global como variável de resposta utilizando ampliações de: (a) 1200x; (b) 5000x; (c) 10000x; (d) 50000x.

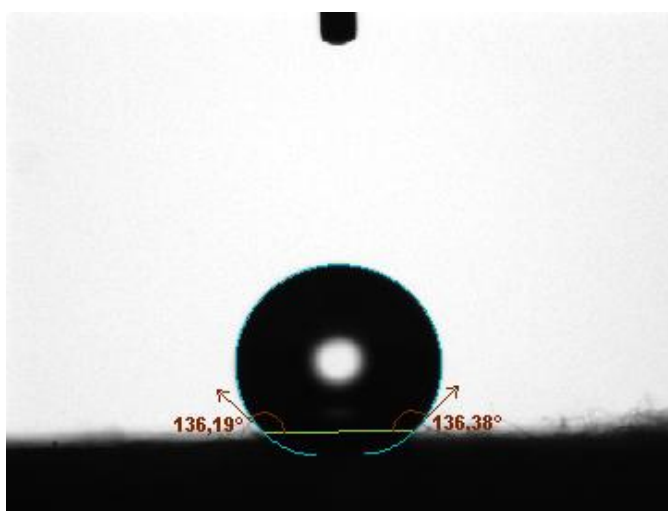


Fonte: Autor.

Além da morfologia, a molhabilidade da superfície foi investigada por meio da medição do ângulo de contato, um parâmetro fundamental para determinar a interação da membrana com líquidos (AMINI *et al.*, 2016; MAKSOUD *et al.*, 2018). Nesse processo, uma pequena gota de água foi depositada sobre a superfície da membrana, e o ângulo formado entre a interface líquido-sólido e a tangente à gota no ponto de contato foi analisado. Como pode ser observado na Figura 35, o valor obtido em torno de 136° confirma a natureza altamente hidrofóbica do poliestireno, tornando a membrana particularmente adequada para aplicações em filtração de ar

(FIGOLI *et al.*, 2019; KADAM *et al.*, 2018; ROCHE; YALCINKAYA, 2019). A baixa molhabilidade impede a absorção de umidade e o entupimento dos poros, garantindo maior eficiência e estabilidade do material ao longo do tempo (ROCHE; YALCINKAYA, 2018; ZHANG *et al.*, 2018; ZULFI *et al.*, 2018a). Dessa forma, a combinação da análise morfológica e da medição do ângulo de contato fornece informações essenciais para a caracterização e otimização da membrana conforme sua aplicação específica.

Figura 35. Medição do ângulo de contato da membrana de poliestireno reciclado, evidenciando sua alta hidrofobicidade.



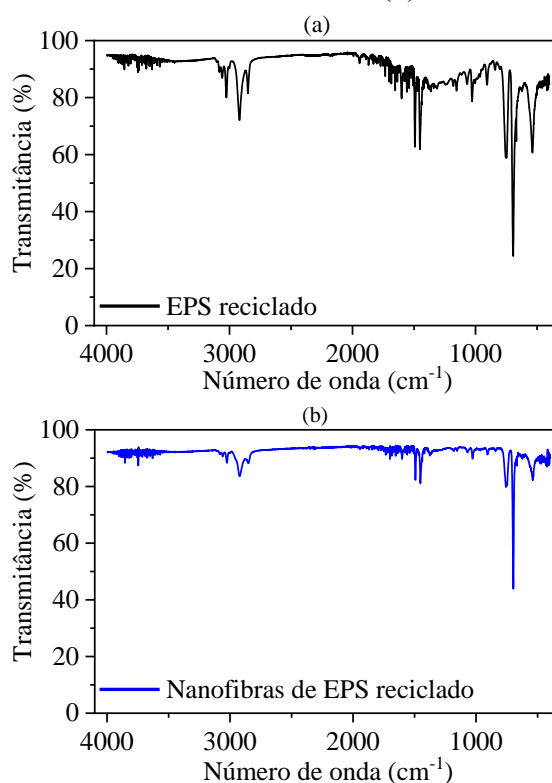
Fonte: Autor.

Para determinar se o processo de reciclagem foi bem-sucedido e determinar que não houve diferenças significativas nos grupos funcionais com o processo de eletrofição, foram realizadas análises de FTIR (Figura 36). Os espectros são semelhantes entre o poliestireno reciclado e as fibras obtidas com esse material. Em ambos é observado o espectro típico do poliestireno (HU *et al.*, 2016; MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2013; ZULFI *et al.*, 2018a). As bandas e picos em torno de 3100 e 3000 cm^{-1} são referentes a vibração de alongamento do =C–H no anel aromático (BHUTTO; VESELY; GABRYS, 2003; NAIR; HSIAO; KIM, 2009; UYAR *et al.*, 2009). O pequeno pico em 1600, 1492 e 1452 cm^{-1} se refere as vibrações de alongamento de C=C do anel benzênico (AMANI *et al.*, 2015; BHUTTO; VESELY; GABRYS, 2003; HUY; ADHIKARI; MICHLER, 2003; NAIR; HSIAO; KIM, 2009; UYAR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2013).

Ainda no anel aromático, os picos de 754 e 696 cm^{-1} se referem as vibrações de deformação das ligações C–H do anel aromático monossustituído (AMANI *et al.*, 2015; BHUTTO; VESELY; GABRYS, 2003; HU *et al.*, 2016; NAIR; HSIAO; KIM, 2009; UYAR *et*

al., 2009). Seguindo para o restante da molécula do poliestireno, no grupo ligante, o picos em 2922 indica a vibração de estiramento assimétrico do CH₂, enquanto o pico em 2849 cm⁻¹ indica a vibração de estiramento simétrico do CH₂ (HUY; ADHIKARI; MICHLER, 2003; ZULFI *et al.*, 2018a). Os picos entre 1300-1000 cm⁻¹ e 900-600 indicam as vibrações de flexão dentro e fora do plano C–H, respectivamente (RAJAK *et al.*, 2019). Não foram observados picos referentes ao DMF (1673, 1389, 1256 e 1096 cm⁻¹ (ZHANG *et al.*, 2011)), nem os picos referentes ao DL-limoneno (3400, 2900, 1700 e 1100 cm⁻¹ (BOUGHENDJIOUA, 2017)). Isso indica que todo solvente foi evaporado das amostras e não há presença deles nas membranas (MUNIR *et al.*, 2022).

Figura 36. Espectro de FTIR para o (a) EPS reciclado granulado e para as (b) nanofibras feitas com esse material (b).

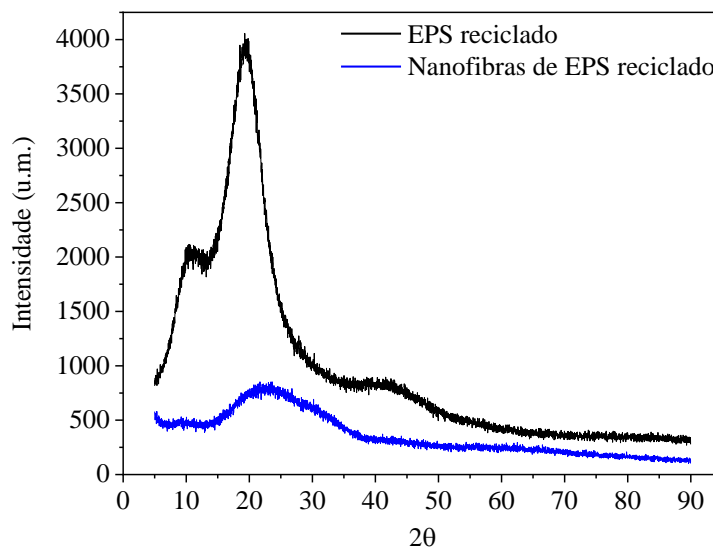


Fonte: Autor.

Para verificar o quanto o processo de eletrofiação afetou a estrutura do material, foram realizadas análises de DRX. Os difratogramas estão expostos na Figura 37 e indicam uma estrutura amorfa para ambos EPS reciclado e membrana de nanofibras (RAJAK *et al.*, 2019, 2020). De toda forma, dois picos puderam ser identificados e estão próximos ao observado para o poliestireno (MUNIR *et al.*, 2022; RAHMA *et al.*, 2016; RAJAK *et al.*, 2019, 2020). O pico em torno de 10,47° para o EPS reciclado e um bastante pequeno em torno de 9,76° para as

nanofibras indicam um pico de polimerização, devido a correlação intermolecular *backbone-backbone* e ao tamanho do grupo ligante (AYYAGARI; BEDROV; SMITH, 2000; RAJAK *et al.*, 2019). Ele indica uma ordenação aproximadamente hexagonal das cadeias poliméricas (MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2019).

Figura 37. Difratomogramas para o EPS reciclado granulado e para as nanofibras feitas com esse material.



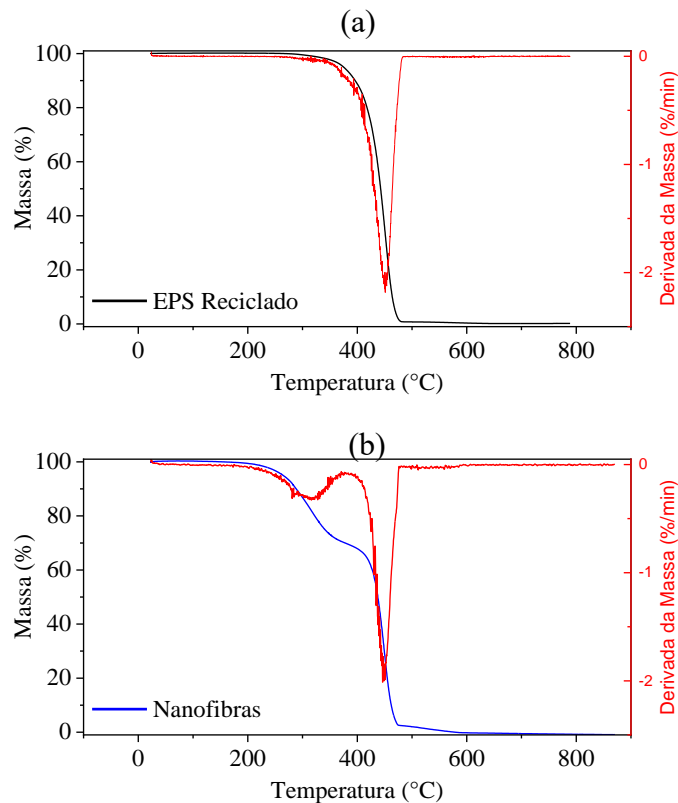
Fonte: Autor.

O segundo pico é bem presente em ambas as amostras em torno de 19,4° para o EPS reciclado e em torno de 21,8° para a membrana de nanofibras. Esse pico se refere ao halo amorfo e está diretamente relacionado com a distância de van der Waals entre as moléculas do polímero (MUNIR *et al.*, 2022; WU *et al.*, 2012; YANG *et al.*, 2011). As diferenças entre os dois difratogramas indicam alterações na estrutura dos materiais relacionados principalmente a rápida mudança de fase entre a solução polimérica para fibras durante a eletrofiação (RAHMA *et al.*, 2016; RAJAK *et al.*, 2019). Como se viu pela Figura 33 e 34, claramente as estruturas dos dois materiais são diferentes e era esperado diferenças nessa análise.

Para avaliar o comportamento térmico de ambos os materiais, foram realizadas análises termogravimétricas (Figura 38), verificando uma alteração na estabilidade térmica do poliestireno entre as formas de partículas e nanofibras. Para o poliestireno reciclado, a degradação ocorre em uma etapa com a maior taxa de diminuição da massa em torno de 451,6°C. Esses dados estão de acordo com alguns trabalhos da literatura que utilizaram poliestireno (CHAUHAN *et al.*, 2008; HU *et al.*, 2016). Já para as nanofibras de poliestireno reciclado ocorre em duas etapas: a primeira em valores bem menores, com maior taxa de

diminuição da massa em torno de 316,4 °C, seguido de um ponto de inflexão com uma posterior continuação da degradação com maior taxa ocorrendo em torno de 451,0 °C.

Figura 38. Análise termogravimétrica para: (a) EPS reciclado; (b) nanofibras.



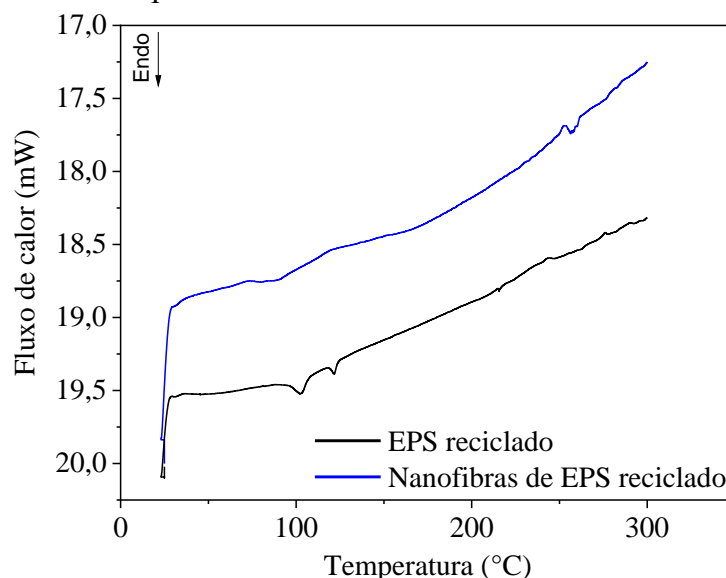
Fonte: Autor.

Esse comportamento com duas regiões de degradação distintas foram observadas em membranas na literatura (YANG; WANG, 2006). Em ambas as formas, os dois materiais apresentam alta estabilidade térmica e as diferenças podem ser explicadas pelo processo de eletrofiação, a sua estrutura com fibras entrelaçadas formando uma rede poros, diferente dos materiais rígidos na fase reciclada de pó, grânulos e partículas. De toda forma, a estabilidade fornecida permite diferentes aplicações e tem algo potencial para serem utilizados como meios filtrantes (WAN *et al.*, 2014; YANG; WANG, 2006). Para verificar essas alterações e ter uma maior certeza sobre a influência do processo de eletrofiação na estabilidade térmica dos materiais foram levantadas curvas de DSC para ambos os materiais, dadas na Figura 39.

As duas curvas são semelhantes entre si e indicam o comportamento típico do poliestireno atático, ou seja, com comportamento amorfo (LI; LIU; WU, 2012). Assim, não foi observada a presença de um ponto característico de cristalização e fusão (ASAI *et al.*, 2023; BRUN *et al.*, 2011). No entanto, algumas diferenças foram observadas principalmente na temperatura de transição vítrea (T_g), sendo de 93,89 °C para o poliestireno reciclado e 89,59 °C

para as nanofibras de poliestireno reciclado. O valor da temperatura de transição vítrea para o material granular está próximo aos obtidos em outros trabalhos da literatura que utilizaram poliestireno (JANARTHANAN; YUNUS; AHMAD, 2003; RAJAK *et al.*, 2019; SAMPER *et al.*, 2010). A queda indica perda das propriedades térmicas (SAMPER *et al.*, 2010), o que corrobora com os achados da TGA e está diferente de outros trabalhos da literatura que utilizaram fibras de poliestireno (RAJAK *et al.*, 2019) e de policarbonato/poliestireno (ZANDER *et al.*, 2015). Os autores desses trabalhos associam que ocorreu um aumento na temperatura de transição vítrea devido ao alinhamento das cadeias poliméricas durante o processo de aquecimento. No entanto, a perda de estabilidade térmica dada na TGA pode ter contribuído mais do que esse alinhamento das cadeias.

Figura 39. Curvas de DCS para o EPS reciclado e as nanofibras obtidas por esse material.



Fonte: Autor.

Pelo que se observa, não houve diferenças significativas na estrutura química dos materiais. Como esperado, a diferença das formas grânulos para fibras alterou as propriedades estruturais e térmicas dos materiais, como observados pelo TGA e DSC. Isso indica que a reciclagem do isopor foi bem-sucedida e é possível fazer fibras com esse material de forma produtiva e eficiente. Além disso, o processo de reciclagem proposto forneceu um material em grânulos rígidos de alta pureza (>96% de carbono pelo EDS) e com alta densidade, facilitando o transporte e a logística para os possíveis lugares de produção das fibras.

5.2. Produção de meios filtrantes com fibras de PS e PET eletrofiados

5.2.1. Uso do método de produção de meios filtrantes de camada tripla (PET/PS/PET)

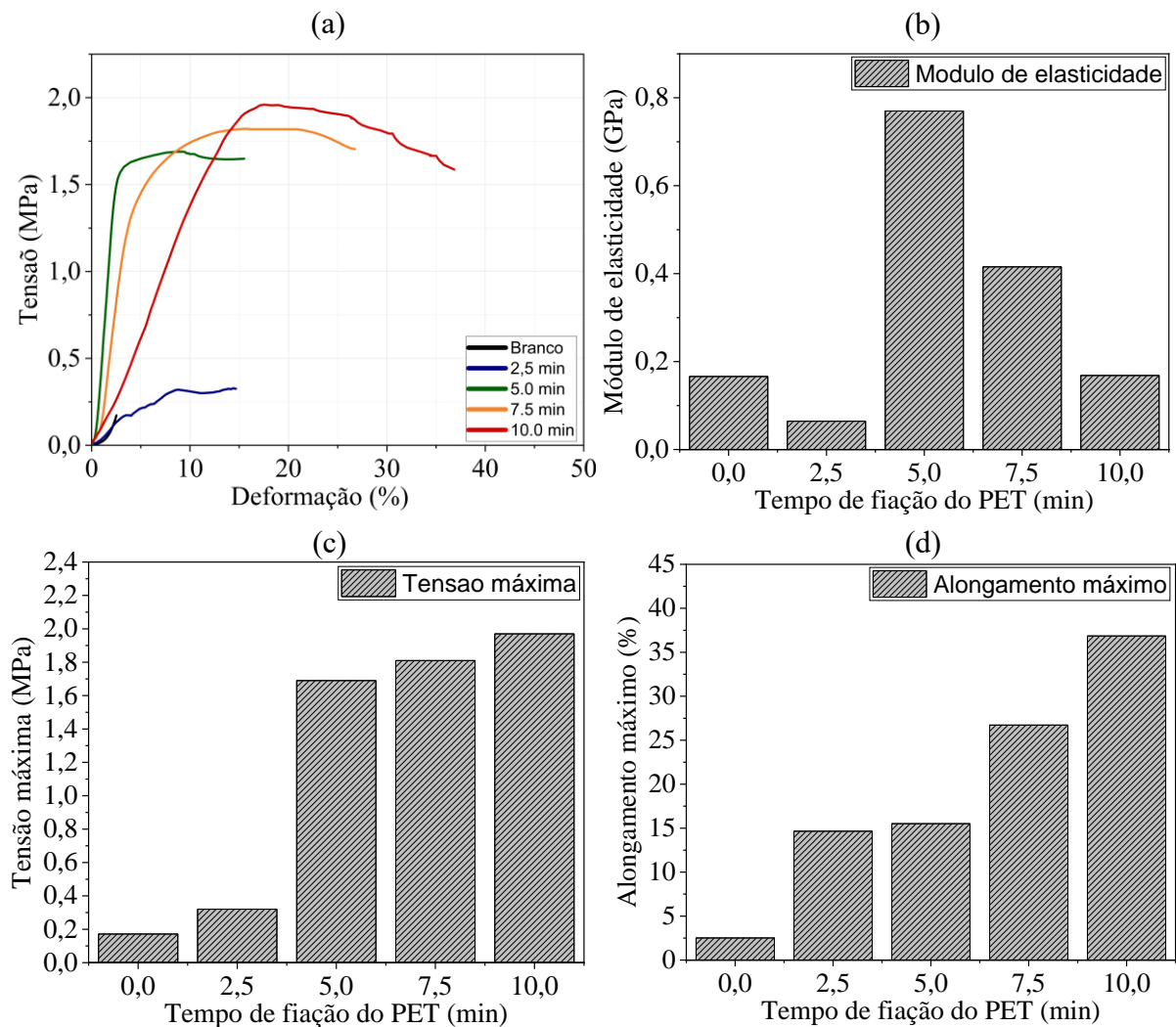
A resistência mecânica é um parâmetro importante para definir a aplicação de um meio filtrante. O uso de membranas frágeis como de poliestireno é possível com auxílio de suporte, como a tela metálica aplicada anteriormente. No entanto, é interessante desenvolver membranas totalmente poliméricas para garantir maiores aplicações e reduzir os custos. O uso de PET reciclado proporciona um promissor caminho, onde se utilizaria apenas materiais reciclados para construção dos meios filtrantes, garantindo maior sustentabilidade.

Os meios filtrantes produzidos apenas com poliestireno e tempo de fiação de 5 minutos apresentaram propriedades mecânicas típicas de um material frágil (HASEGAWA *et al.*, 2017; IMASAWA; MATSUO, 1969), conforme observado na Figura 40. Pela Figura 40(a), verifica-se pela curva tensão-deformação a presença apenas de uma região elástica, não havendo região de deformação plástica (MIRALBES *et al.*, 2022). Por mais que na literatura alguns estudos demonstrem membranas com nanofibras de poliestireno com deformações elásticas e plásticas (MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2020), as membranas obtidas nesse estudo apresentaram um comportamento distinto por serem produzidas com apenas 5 minutos de eletrofiação. Logo, a pequena espessura favorece o rompimento antes de atingirem a região de deformação plástica. Os valores de tensão máxima e deformação na ruptura foram muito baixos, o que já era esperado pelas características dos meios filtrantes obtidos durante a realização dos experimentos. Os valores de deformação máxima não estão tão diferentes dos obtidos em outras membranas com poliestireno da literatura, mas os valores de tensão máxima ficaram abaixo dos obtidos nesses trabalhos (MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2020; SHIH; KOTHARANGANNAGARI; TSOU, 2020). Diversos fatores também podem impactar nessas diferenças, além do tempo de eletrofiação, como a massa molecular do poliestireno, densidade do material reciclado usado, diâmetro das fibras e outras características morfológicas e moleculares (MALEKI *et al.*, 2013; PENG; MIRZAEIFAR, 2020; RAJAK *et al.*, 2019; TARUS *et al.*, 2016).

A avaliação do impacto do tempo de fiação do PET nas propriedades mecânicas das fibras de camada tripla (PET/PS/PET) foi realizada pela curva tensão-deformação (Figura 40(a)) bem como pelo módulo de Young ou módulo de elasticidade (Figura 40(b)), tensão máxima (Figura 40(c)) e deformação na ruptura (Figura 40(d)). Meios filtrantes de PET puro produzidos em condições semelhantes as empregadas nesse trabalho foram avaliadas no

trabalho de Bonfim e colaboradores (2021b) e apresentam tensão máxima entre 3,2 e 4,2 MPa. A adição de duas camadas de PET reciclado, formando um “sanduiche” com a camada de poliestireno reciclado melhorou bastante a resistência mecânica do material, com tensão máxima e deformação na ruptura até 12,5 e 14 vezes maior, respectivamente.

Figura 40. Dados de resistência mecânica para os meios filtrantes (PET/PS/PET) obtidos com diferentes tempos de fiação de PET: (a) gráfico de tensão-deformação; (b) módulo de elasticidade; (c) tensão máxima; (d) alongamento máximo.



Fonte: Autor.

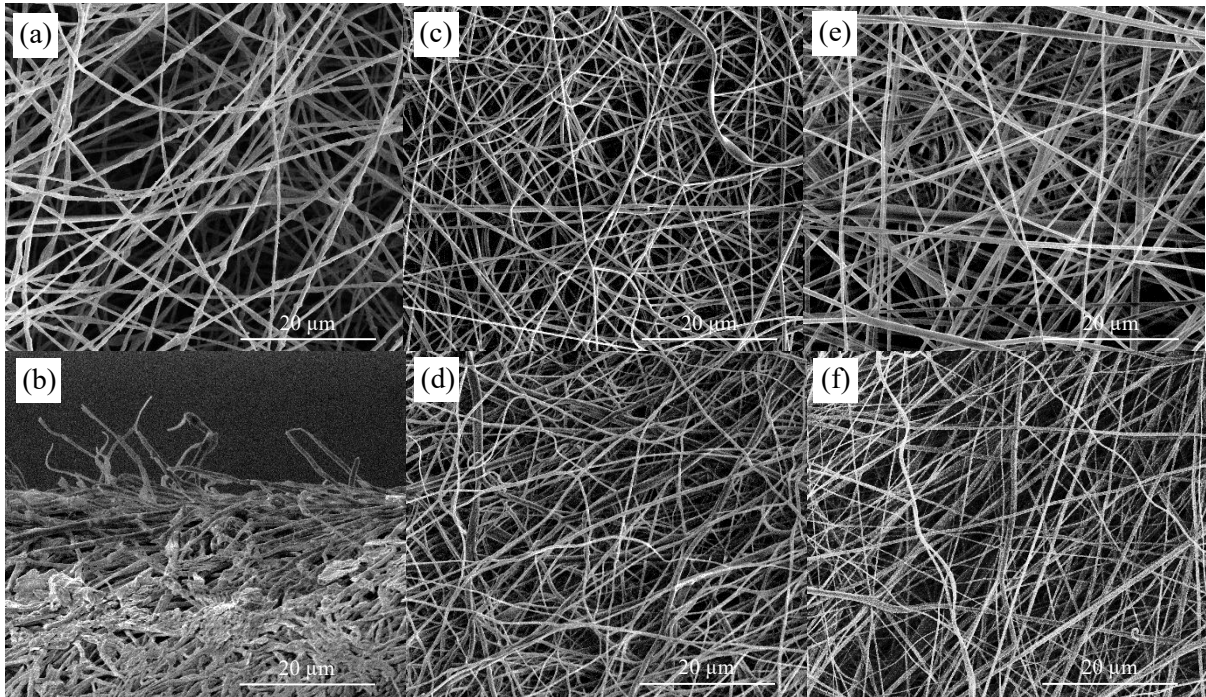
A redução do módulo de elasticidade não era esperada (Figura 40(b)), já que o PET é conhecido por apresentar valores maiores desse parâmetro em relação ao PS (PAPKOV *et al.*, 2013; TAHMASEBI; JAFARI; F. FARNIA, 2024). Esse fato foi associado com as inter-relações entre as camadas, onde a diminuição do tempo de fiação do PET afeta a integridade estrutural da camada como um todo, resultando em uma membrana menos resistente. A diminuição do

módulo de elasticidade indica que a membrana se tornou mais flexível com o aumento de PET, o que aumentou deformação máxima obtida. Embora seja interessante um meio filtrante mais flexível na filtração de ar, é importante salientar que a membrana estará mais suscetível a deformações plásticas e permanentes ou até mesmo a falhas sob tensões mecânicas (MAO *et al.*, 2016b; ZHANG *et al.*, 2019a). No entanto, as tensões necessárias para essa deformação plástica são relativamente altas, melhorando a aplicabilidade desses meios filtrantes.

O aumento do tempo de fiação do PET pode influenciar a compatibilidade entre as camadas de PET e PS. Já foi demonstrado na literatura a incompatibilidade que ocorre entre as moléculas desses dois polímeros (JU; CHANG, 1999, 2000; MAA; CHANG, 1993). Se a adesão entre essas camadas não for ideal, poderá resultar em alterações significativas na resposta mecânica, levando a uma redução no módulo de elasticidade (BARRETO LUNA *et al.*, 2015). Na interface entre as camadas, também pode ocorrer modificações na microestrutura da membrana, como o tamanho, distribuição e orientação das fibras (DENARDIN; TOKUMOTO; SAMIOS, 2005; PRINCE *et al.*, 2014). Dados na literatura são escassos sobre camada tripla e outros estudos com esse método utilizando diferentes polímeros não realizaram análises de resistência mecânica das membranas (NALLATHAMBI; BASKAR; SELVAM, 2020; PRINCE *et al.*, 2014).

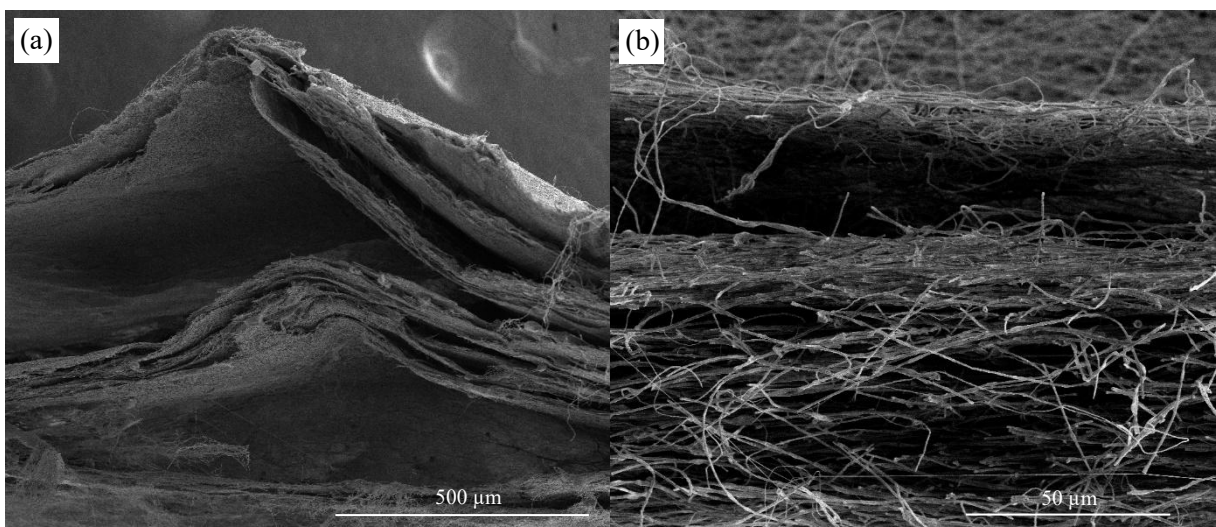
Para investigar mais detalhadamente a redução do módulo de elasticidade com o aumento da quantidade de PET, foram realizadas análises por microscopia eletrônica de varredura (MEV) (Figura 41). As imagens da Figura 41(a-b) mostram uma membrana composta exclusivamente por poliestireno reciclado, sem diferenças significativas em relação às vistas superiores dos meios filtrantes de camada tripla (Figura 41(c-f)). A Figura 42 também apresenta imagens das seções transversais dos meios filtrantes com maior quantidade de PET, obtidas após fratura criogênica. Nessas imagens, observa-se a estrutura em três camadas bem definidas, sendo que uma das camadas de PET apresentou maior aderência ao PS do que a outra (Figura 42(b)). Esse forte entrelaçamento entre as fibras das camadas PET/PS, combinado com a presença de uma terceira camada de PET com baixa aderência, pode ter contribuído para a redução do módulo de elasticidade, reforçando a hipótese previamente levantada. Além disso, ao aumentar a ampliação (Figura 42(b)), não foi possível distinguir visualmente as fibras dos dois polímeros, uma vez que apresentam morfologia semelhante.

Figura 41. Microscopia eletrônica de varredura da (a) vista superior e (b) área transversal dos meios filtrantes de camada única de apenas poliestireno, além da vista superior dos meios filtrantes de camada tripla de PET/PS/PET com tempos de fiação de PET de (c) 2,5 min, (d) 5,0 min, (e) 7,5 min e (f) 10,0 min.



Fonte: Autor.

Figura 42. Microscopia eletrônica de varredura das áreas transversais dos meios filtrantes de camada tripla de PET/PS/PET com tempo de fiação de PET de 10 minutos em magnificações de: (a) 250x; (b) 2000x.



Fonte: Autor.

O aumento da resistência mecânica com o aumento do tempo de fiação de PET para

produção do meio filtrante de camada tripla permitiu que elas fossem utilizadas em filtros de ar sem a necessidade do uso de um suporte. Foram realizadas avaliações do impacto das duas camadas de PET na eficiência de coleta de nanopartículas, queda de pressão na vazão de 1,5 L/min e permeabilidade ao ar (Tabela 17). Como observado, não houve grandes alterações na eficiência de coleta, com uma pequena melhora ao se adicionar camadas de PET fiadas por 10 minutos. Isso ocorre pelo aumento da barreira com as camadas, com consequente aumento da espessura da membrana e mais probabilidade de coleta das partículas (BONFIM *et al.*, 2021a; HINDS, 1999). De fato, houve uma expressiva queda na permeabilidade ao ar, sendo até duas vezes menor que o meio filtrante contendo apenas a camada de poliestireno (0,0 min na Tabela 17).

Além disso, a adição das camadas de PET reduziu drasticamente o fator de qualidade, devido ao fato de as eficiências não terem sofrido grandes alterações, mas com um expressivo aumento da queda de pressão com a tripla camada. De toda forma, é importante salientar que o ganho da camada tripla se deve ao fato de melhorar a resistência mecânica dos filtros e reduzir os custos com o uso de suporte. Como avaliado anteriormente, foi observado aderência razoável do poliestireno apenas em suportes metálicos. A redução no custo de produção, por se utilizar PET reciclado, e aumento na resistência mecânica e na durabilidade dos meios filtrantes, pode compensar o aumento nos custos de processo causados pela maior queda de pressão.

Tabela 17. Valores de eficiência global de coleta de nanopartículas, queda de pressão, permeabilidade e fator de qualidade para os meios filtrantes de camada tripla (PET/PS/PET)

Método	Tempo de eletrofição do PET (min)	ΔP^* (Pa)	Eficiência global (%)	Permeabilidade ($\times 10^{-11} \text{ m}^2$)	Fator de qualidade (Pa^{-1})
Camada tripla	0,0	46,1 \pm 0,1	99,67 \pm 0,03	0,0870 \pm 0,0521	0,1239
	2,5	139,1 \pm 0,3	98,07 \pm 0,10	0,0730 \pm 0,0858	0,0284
	5,0	198,3 \pm 0,3	98,11 \pm 0,10	0,0681 \pm 0,1011	0,0200
	7,5	308,7 \pm 0,2	99,84 \pm 0,03	0,0541 \pm 0,0137	0,0209
	10,0	333,7 \pm 0,3	99,98 \pm 0,01	0,0408 \pm 0,0342	0,0255

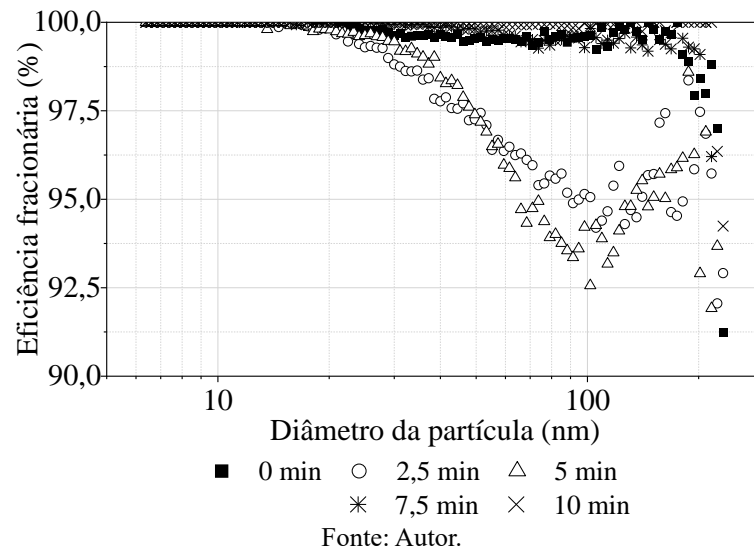
* Queda de pressão na vazão de 1,5 L/min.

Fonte: Autor.

Também foi verificado se ocorreram alterações no comportamento das eficiências para cada diâmetro avaliado nesse trabalho (Figura 43). Um comportamento similar aos observados anteriormente foi obtido, ou seja, uma queda na eficiência com aumento do diâmetro indicando competição entre os mecanismos por difusão e interceptação (BAI *et al.*, 2021; CHOW *et al.*, 2022; HINDS, 1999; ZHANG *et al.*, 2019b). As altas eficiências para os menores diâmetros indicam ausência do fenômeno de rebote térmico (GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*,

2011; WANG; OTANI, 2013). Maiores informações sobre os mecanismos envolvidos podem ser obtidas no tópico 5.1.3. Avaliação da eficiência de coleta de nanopartículas.

Figura 43. Eficiência fracionária para os testes envolvendo o método de formação de um meio filtrante de camada tripla de PET/PS/PET.



Altas eficiências para a maioria dos diâmetros foram obtidas nos meios filtrantes de camada tripla onde se fiou 7,5 e 10 min de PET. No entanto, nos meios filtrantes com tempo de fiação de 2,5 e 5 min houve uma queda na eficiência para partículas maiores que 30 nm até um ponto de mínimo em torno de 100 nm. Essas duas condições apresentaram a menor deformação máxima, com uma queda na tensão em torno de 10% de deformação. A fragilidade desses meios filtrantes juntamente com a menor espessura pode ter proporcionado a menor capacidade de remover as partículas maiores. A alta eficiência para a membrana unicamente com poliestireno foi associada ao uso da tela de cobre como suporte para evitar rompimento do meio filtrante. Como demonstrado anteriormente no tópico 5.1.3. Avaliação da eficiência de coleta de nanopartículas, há a presença de um mecanismo eletrostático entre a tela de cobre e membrana de poliestireno que proporciona um aumento de até 10% na eficiência de coleta.

A alta aderência da primeira camada de PET nas fibras de poliestireno e a baixa aderência da segunda camada de PET pode ter ocasionado comportamentos anômalos nas curvas de tensão-deformação, indicando a necessidade de se avaliar mais profundamente e encontrar condições otimizadas para produção desses meios filtrantes de camada tripla. De toda forma, as altas eficiências com razoáveis permeabilidades indicam que esse método é promissor para melhorar a resistência mecânica das fibras sem afetar o desempenho na coleta de nanopartículas. Mesmo com bom desempenho, ainda é interessante buscar outras formas de

desenvolver meios filtrantes com esses dois polímeros reciclados, principalmente a envolvendo uma blenda ou mistura entre de fibras de ambos os polímeros.

5.2.2. Uso do método de produção de meios filtrantes por agulhas dispostas no mesmo lado do coletor

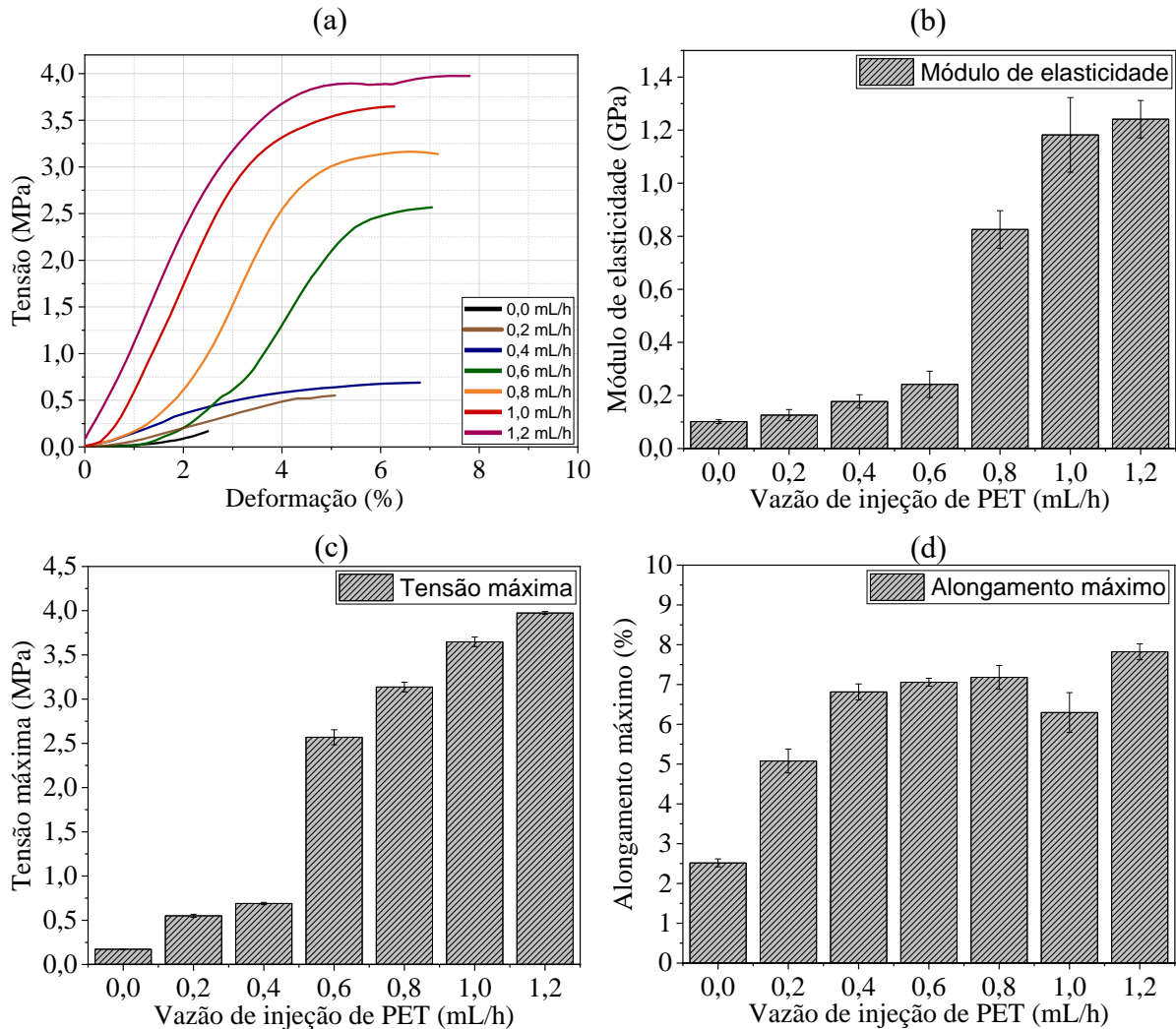
O desenvolvimento do método com duas agulhas dispostas lado a lado permitiu a eletrofiação de fibras entrelaçadas de ambos os polímeros em um único meio filtrante. No entanto, ao utilizar esse método em um coletor de placa plana, observou-se uma elevada ocorrência de defeitos e imperfeições nas fibras, provavelmente devido a interações entre as soluções dos polímeros. Além disso, verificou-se que o ácido trifluoracético apresentava baixa compatibilidade com o poliestireno e o DL-limoneno, comprometendo a estabilidade do processo. Outro fator crítico foi a formação de faíscas e a grande oscilação da voltagem, registradas durante o percurso das fibras entre as agulhas e o coletor, indicando instabilidades no sistema de eletrofiação.

Para mitigar esses problemas, o coletor de placa plana foi substituído por um coletor rotativo, e um movimento oscilatório horizontal de 5 cm/s foi adicionado para aumentar a aleatoriedade da disposição e o entrelaçamento das fibras. Nesse método, a quantidade de PET nas fibras foi controlada ajustando a vazão da bomba de injeção responsável pelo fluxo desse polímero. Quando a eletrofiação foi realizada apenas com poliestireno, sem a adição de PET (0,0 mL/h), a resistência mecânica da membrana foi tão baixa que não foi possível obter dados no teste de resistência mecânica. Assim, para fins comparativos, utilizou-se como referência a curva de resistência mecânica da membrana de poliestireno produzida pelo método anterior com coletor de placa plana. Os dados de resistência mecânica para os meios filtrantes obtidos por agulhas dispostas no mesmo lado do coletor estão dispostos na Figura 44.

Meios filtrantes compostos apenas por PET reciclado, produzidos em condições semelhantes às deste estudo, foram avaliados por Bonfim e colaboradores (2021b), que relataram tensões máximas variando de 3,2 a 4,2 MPa. Zander e colaboradores (2015) obtiveram tensões entre 3,0 e 6,0 MPa com membranas com fibras submicrométricas de PET e PET reciclado, com alongamento na ruptura atingindo valores superiores a 70%. Por outro lado, Hussain e colaboradores (2021) alcançaram apenas 1,04 MPa, com um baixo alongamento na ruptura de 1,3%. Essas variações ilustram a influência de fatores como aditivos, tempos de processamento e condições experimentais na resistência mecânica, sem um valor padronizado na literatura. É importante salientar que a tensão máxima ideal depende da aplicação pretendida

e da pressão que a membrana deverá suportar em um processo.

Figura 44. Dados de resistência mecânica para os meios filtrantes obtidos por agulhas dispostas no mesmo lado com diferentes tempos de fiação de PET: (a) gráfico de tensão-deformação; (b) módulo de elasticidade; (c) tensão máxima; (d) alongamento máximo.



Fonte: Autor.

As curvas de tensão-deformação apresentaram um comportamento típico de uma região linear referente a deformação elástica, com uma posterior região não linear referente a deformação plástica dos meios filtrantes (CASSU; FELISBERTI, 2005; MIRALBES *et al.*, 2022). Se observou uma deformação predominantemente elástica para a membrana com apenas poliestireno (0,0 mL/h) e com os meios filtrantes obtidos com vazões de PET entre 0,2 e 0,6 mL/h. O comportamento dos meios filtrantes aplicando vazões de 0,2 e 0,4 mL/h foram muito semelhantes, reduzindo praticamente a deformação máxima. A introdução de 0,6 mL/h foi suficiente para causar um aumento significativo na tensão máxima, com o posterior aumento

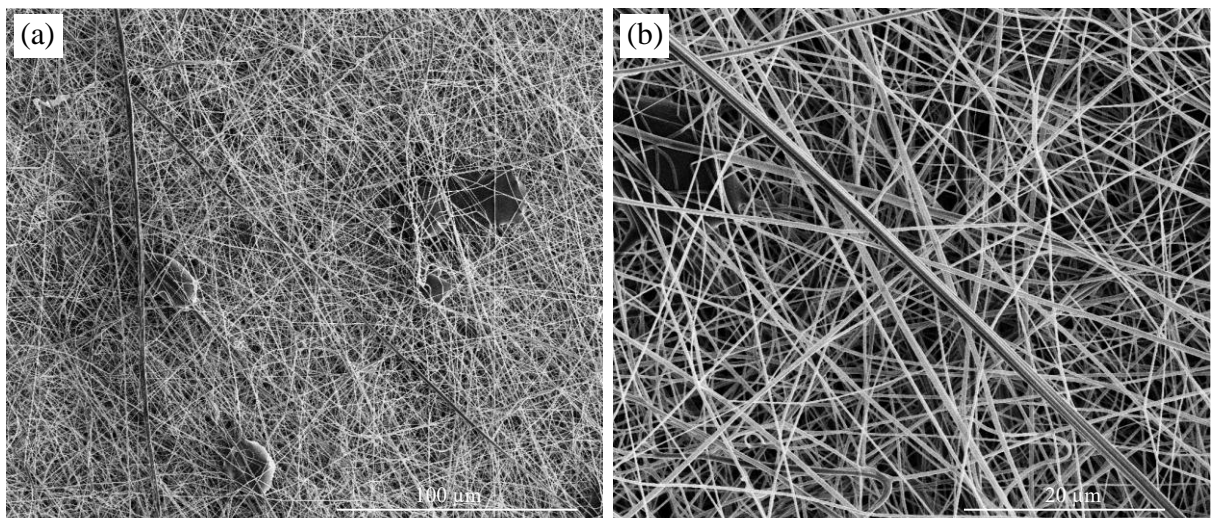
permitindo uma deformação plástica dos meios filtrantes. Essa deformação plástica foi associada a ter-se obtido uma quantidade suficiente de PET para resistir as deformações elásticas, alcançar o ponto de escoamento e suportar o aumento da deformação permanente. Há um leve aumento da tensão durante a deformação plástica, causado pelo colapso e rompimento das fibras durante o aumento da deformação, com pouco encruamento do material (DENARDIN; TOKUMOTO; SAMIOS, 2005).

O módulo de elasticidade (Figura 44(a)) aumentou com o aumento da quantidade de PET introduzida no meio filtrante, indicando um aumento da rigidez do material (AVERETT; REALFF; JACOB, 2009). Isso era esperado devido ao fato de o PET ter maior módulo de elasticidade que o PS (PAPKOV *et al.*, 2013; TAHMASEBI; JAFARI; F. FARNIA, 2024) e está de acordo com a literatura que utilizaram mistura de dois polímeros com módulos de elasticidade bem diferentes (LUCHINSKY *et al.*, 2020; SIMÕES; VIANA; CUNHA, 2009; SWEAH; ALI JABER; MOHAMMED, 2021; WANG *et al.*, 2010). O aumento da tensão máxima (Figura 44(c)) e da deformação máxima (Figura 44(d)) foi de até 23,3 e 3,1 vezes, respectivamente, bem maior do que o de camada tripla apresentado anteriormente. Ao se introduzir vazões iguais de PS e PET (1,2 mL/h) a tensão máxima chegou até um valor de 3.97 ± 0.02 MPa, sendo semelhante a outros meios filtrantes com nanofibras encontradas na literatura considerados de razoável resistência mecânica (AL-FURAIJI *et al.*, 2019; BONFIM *et al.*, 2021b; WANG *et al.*, 2013a). No entanto, esse valor ainda está abaixo dos meios filtrantes consideradas de alta resistência (20 a 60 MPa) (LIU *et al.*, 2021; SIMÕES; VIANA; CUNHA, 2009; WANG; SAIN, 2007), mas pode ser considerado aceitável para membranas com fibras submicrométrica (ULLAH *et al.*, 2020).

No entanto, à medida que a vazão de PET aumenta, também cresce a probabilidade de contato entre as duas soluções no trajeto entre a agulha e o coletor, antes que os solventes tenham evaporado completamente. Como evidenciado anteriormente, o ácido trifluoroacético (TFA) demonstrou experimentalmente baixa compatibilidade com o poliestireno e o DL-limoneno, resultando na formação de faíscas e oscilações significativas de tensão quando as soluções entraram em contato durante o processo. Conforme ilustrado na Figura 45, diversas imperfeições foram identificadas nas fibras, incluindo grandes grânulos, pequenas esferas poliméricas e aglomerados. Esses defeitos sustentam a hipótese de que o contato entre os solventes promove a solidificação instantânea das soluções, impedindo o adequado alongamento e a formação homogênea das fibras. A incompatibilidade entre esses dois polímeros já foi amplamente documentada na literatura (JU; CHANG, 2000; MAA; CHANG, 1993), o que explica a ausência de miscibilidade entre PS e PET no processo de

eletrofição. Por essa razão, pesquisadores têm explorado métodos para compatibilizar esses polímeros (HAN *et al.*, 2018; LEE *et al.*, 2000; MAA; CHANG, 1993; MCKAY, 1991; RAO *et al.*, 2021). No entanto, misturas imiscíveis tendem a apresentar propriedades mecânicas inferiores, frequentemente devido à inversão de fase na estrutura em comparação com polímeros puros (RAO *et al.*, 2021). No entanto, apesar da limitação na miscibilidade, a interação interfacial entre as fibras e o entrelaçamento físico entre PET e PS contribuem para a integridade da membrana, mitigando os desafios associados à tentativa de misturar esses polímeros sem compatibilizantes.

Figura 45. Microscopia eletrônica de varredura da membrana obtida pelo método de seringas e agulhas dispostas no mesmo lado do coletor, utilizando vazões de injeção iguais de PS e PET (1,2 mL/h) com magnificações de: (a) 1200x; (b) 5000x.



Fonte: Autor.

É possível verificar, pela Figura 45, várias imperfeições nas fibras, como a presença de grandes *beads* e aglomerados de polímeros, corroborando com o fato do aumento da tensão máxima nos testes mecânicos Segundo Abdulla e colaboradores (2021), *beads* com diâmetros pequenos afeta negativamente a tensão máxima obtida dos testes de tração por atrapalhar a interação entre as fibras. No entanto, quando a razão entre o diâmetro dos *beads* e o diâmetro das fibras é suficientemente alta, a coesão entre esses elementos aumenta, resultando em uma maior resistência à tração. Esse efeito, contudo, também reduz a ductilidade do meio filtrante, tornando-o mais suscetível à fratura sob esforço mecânico. Zhan e colaboradores (2010) demonstraram que a presença de *beads*, especialmente quando as fibras assumem uma estrutura de "*bead-on-string*" (*beads* ao longo da fibra), compromete negativamente as propriedades mecânicas. Isso ocorre porque a quantidade reduzida de fibras não consegue formar uma

estrutura suficientemente robusta para sustentar a membrana, principalmente quando os *beads*. Conforme ilustrado na Figura 45, os *beads* ficaram apoiados por várias fibras, permitindo uma maior tensão máxima, mas isso não impediu o favorecimento da ocorrência de fraturas, como evidenciado pela baixa deformação observada (Figura 44).

Ao se avaliar a eficiência global de coleta de nanopartículas nos meios filtrantes obtidos por esse método (Tabela 18), verificou-se valores menores do que os observados no método anterior de camada tripla. Em geral, as eficiências melhoraram à medida que a quantidade de PET eletrofiado aumentou, levando também à redução da permeabilidade (HINDS, 1999; LIMA *et al.*, 2023). É importante mencionar que uso de um coletor rotativo, como o aplicado nesse método, reduz a aleatoriedade da deposição, o que, por sua vez, diminui as chances de colisão e captura de partículas pelo mecanismo de difusão (BHARDWAJ; KUNDU, 2010; LEE *et al.*, 2005; LI; XIA, 2004; REN *et al.*, 2012; WAN *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2013a, 2014b, 2013b). Juntamente com isso, havia também um movimento oscilatório horizontal, que também aumenta a área de coleta durante o processo de eletrofiação, necessitando de tempos mais longos para produzir um meio filtrante da mesma espessura do que um produzido com um coletor de placa plana. Como resultado, o curto tempo de eletrofiação usado neste estudo (15 minutos) também influenciou a valores menores de eficiência e a aplicação de tempos mais longos potencialmente geraria maiores eficiências, mas ao custo da permeabilidade ao ar. Vale ressaltar que o tempo de eletrofiação empregado neste estudo é menor do que muitos estudos na literatura com PS ou PET que também empregaram coletores rotativos (BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; RAJAK *et al.*, 2019, 2020; TULUGAN *et al.*, 2024; ZULFI *et al.*, 2018a, 2019b).

Houve uma grande queda na eficiência entre o meio filtrante com apenas poliestireno (0,0 mL/h) e o meio filtrante com adição de PET a uma vazão de 0,2 mL/h. A baixa resistência mecânica das membranas com apenas PS impossibilitou a realização dos testes de eficiência sem suporte. O uso do suporte metálico, como mencionado anteriormente, adiciona um mecanismo eletrostático às fibras e tem grande impacto na eficiência da coleta de nanopartículas. Conseqüentemente, a queda de eficiência mencionada anteriormente entre as fibras de apenas PS e PS/PET pode estar relacionada à remoção do mecanismo eletrostático por não utilizar suporte metálico (ABDOLGHADER *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2024; WANG, 2001), bem como a presença de imperfeições nas fibras que ocorrem ao eletrofiar os dois polímeros simultaneamente no mesmo lado do coletor. Além de serem imiscíveis (limite de solubilidade do PS menor que 1% no PET) (MAA; CHANG, 1993; WELLEN; RABELLO, 2009), as moléculas de PET e PS apresentam diferentes arranjos ao redor do anel benzênico. A falta de grupos funcionais no anel do poliestireno também dificulta a miscibilidade e interação

entre as cadeias desses polímeros (JU; CHANG, 2000; TAHMASEBI; JAFARI; F. FARNIA, 2024). A adição subsequente de PET foi aumentando a espessura e adicionando uma maior quantidade de fibras, aumentando a probabilidade de coleta de nanopartículas. Como resultado, houve um aumento de até 45% na eficiência entre os meios filtrantes produzidos com vazões 0,2 e 1,2 mL/h, sugerindo que uma vazão equilibrada (1:1) de PS e PET pode neutralizar os efeitos negativos da remoção do mecanismo eletrostático e permitir altas eficiências de coleta de nanopartículas. Apesar da adição de PET, não foram observadas alterações significativas na permeabilidade a partir da taxa de fluxo de injeção de 0,6 mL/h de PET.

Tabela 18. Valores de eficiência global de coleta de nanopartículas, permeabilidade e fator de qualidade para os meios filtrantes obtidos pelos métodos de duas agulhas dispostas no mesmo lado

Método	Vazão de injeção de PET (min)	ΔP^* (Pa)	Eficiência global (%)	Permeabilidade ($\times 10^{-11} \text{ m}^2$)	Fator de qualidade (Pa^{-1})
Agulhas no mesmo lado	0,0	8,7	87,66 \pm 0,59	3,1291 \pm 0,5423	0,1046
	0,2	32,5	64,98 \pm 1,32	0,7728 \pm 0,1355	0,0311
	0,4	42,5	65,49 \pm 1,27	0,8154 \pm 0,1233	0,0327
	0,6	63,9	73,17 \pm 0,95	0,4284 \pm 0,1524	0,0351
	0,8	66,5	87,79 \pm 0,77	0,4199 \pm 0,3100	0,0342
	1,0	67,8	89,85 \pm 1,12	0,4199 \pm 0,2326	0,0358
	1,2	58,5	94,49 \pm 0,59	0,4045 \pm 0,1254	0,0448

* Queda de pressão na vazão de 1,5 L/min.

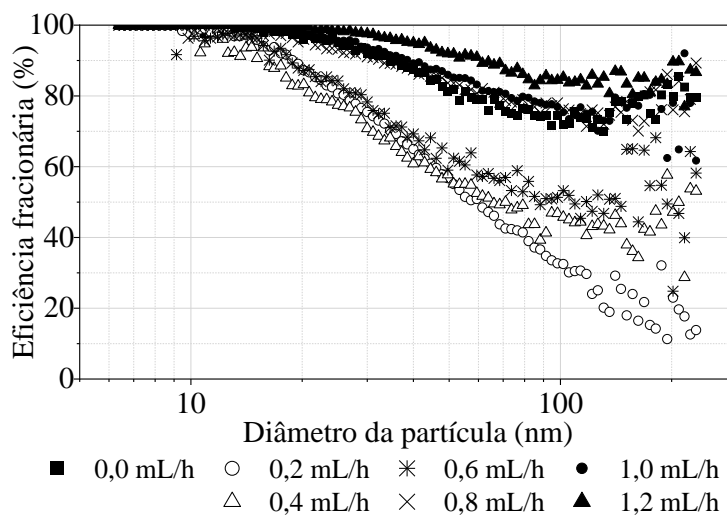
Fonte: Autor.

Um ponto a destacar é que as imperfeições causadas pelo método de duas agulhas dispostas no mesmo lado do coletor, por terem tamanho muito maior que as fibras, atuam como uma maior barreira a passagem de ar, reduzindo a permeabilidade dos meios filtrantes em até 7,7 vezes (Tabela 18). Outros trabalhos na literatura também observaram a influência de *beads* e defeitos nas fibras na permeabilidade ao ar (HUANG *et al.*, 2020; KADAM *et al.*, 2019), chegando a conclusões muito parecidas com a desse trabalho. Mesmo com a adição subsequente de PET, não houve grandes variações na permeabilidade, com pequeno decréscimo nesse parâmetro. Os valores observados para a permeabilidade foram inferiores aos relatados em diversos estudos na literatura (BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; HUANG *et al.*, 2020; KADAM *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2015a, 2022; MATA *et al.*, 2023; OPÁLKOVÁ ŠIŠKOVÁ *et al.*, 2021). De toda forma, o aumento da queda de pressão devido as fibras adicionais de PET reduziram significativamente o fator de qualidade. No entanto, os valores observados para esse parâmetro também foram semelhantes aos relatados em outros estudos sobre meios filtrantes com fibras submicrométricas (BONFIM *et al.*, 2021b; KADAM *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2015a; ZHANG

et al., 2016b). É importante destacar que a principal vantagem da produção de meios filtrantes com fibras de PS e PET está na melhoria da resistência mecânica em comparação aos filtros compostos apenas por PS, reduzindo a necessidade e os custos associados ao uso de suportes. Além disso, essa combinação possibilita a funcionalização por reações e a aplicação de um mecanismo eletrostático, ausente em filtros compostos exclusivamente por PET.

A avaliação das eficiências fracionárias (Figura 46) demonstraram que o mesmo comportamento de queda das eficiências com o aumento do diâmetro das partículas. Os mecanismos já foram abordados anteriormente. Verificou-se que o acréscimo na vazão de PET de 0,2 mL/h para 0,6 mL/h causou um pequeno aumento nas eficiências, principalmente para diâmetros de partículas menores que 70 nm. Um aumento expressivo ocorre ao se aumentar a vazão para 0,8 mL/h, chegando aos maiores valores com vazões de 1,2 mL/h. As menores variações ocorreram para partículas menores que 20 nm, devido à ausência do fenômeno de rebote térmico e pelo fato do poliestireno ter uma carga superficial associada que auxilia na coleta de partículas extremamente pequenas (ABDOLGHADER *et al.*, 2018; GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*, 2011; WANG, 2001; WANG; OTANI, 2013).

Figura 46. Eficiência fracionária para os testes envolvendo os meios filtrantes obtidos com o método das seringas dispostas no mesmo lado.



Fonte: Autor.

Os meios filtrantes obtidos pelo método de duas agulhas dispostas lado a lado são promissoras, mas apresentam diversas imperfeições. Além disso, os problemas operacionais causados pelo contato das soluções acrescentam riscos que devem ser minimizados para aumentar a segurança do processo. Para enfrentar esses desafios, abordagens alternativas foram

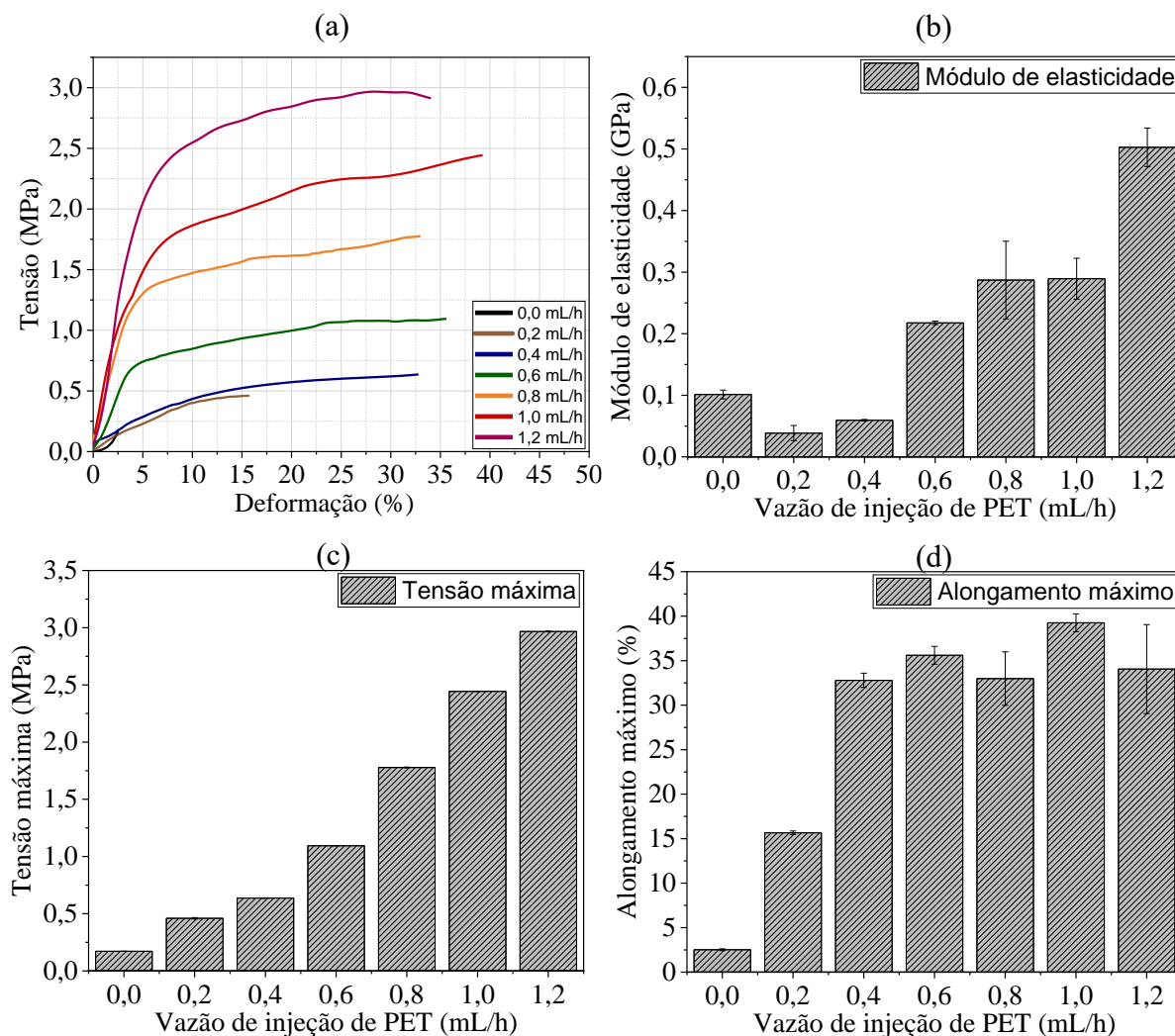
exploradas para otimizar o desenvolvimento de meios filtrantes com fibras desses dois polímeros reciclados. Foram feitos ajustes na metodologia, incluindo a disposição das agulhas em lados opostos do coletor para reduzir imperfeições nas fibras e mitigando os riscos operacionais.

5.2.3. Uso do método de produção de meios filtrantes por agulhas dispostas em lados opostos

Para evitar problemas operacionais, foi realizado ajustes na metodologia anterior dispondo as agulhas em lados opostos do coletor. Foram confeccionados meios filtrantes seguindo o mesmo padrão de vazões de PET entre 0,2 e 1,2 mL/h, para permitir uma comparação entre os métodos. A Figura 47 apresenta as curvas de tensão-deformação dos meios filtrantes, bem como os valores do módulo de elasticidade, tensão e deformação máxima obtida. Novamente, foi observado o comportamento típico da curva tensão-deformação, com uma região plástica mais evidente que o método anterior. No entanto, ao se comparar os meios filtrantes usando 1,2 mL/h de PET em ambos os métodos, houve uma queda de cerca de 25% na tensão máxima obtida (Figura 47(c)). De toda forma, os valores de tensão são muito superiores dos obtidos na membrana apenas com poliestireno reciclado (até 17,5 vezes maior) e semelhantes a outros meios filtrantes com nanofibras observadas na literatura (BONFIM *et al.*, 2021b; LIU *et al.*, 2015c; WANG *et al.*, 2013a; YU *et al.*, 2020), permitindo aplicações sem o uso de suportes.

Houve uma queda no módulo de elasticidade (Figura 47(a)) com a adição de PET nos meios filtrantes até o valor de vazão de PET de 0,4 mL/h. A partir de 0,6 mL/h ocorreu progressivo aumento do módulo de elasticidade se tornando relativamente constante nos meios filtrantes produzidas com vazões de PET entre 0,8 e 1,2 mL/h. Como demonstrado anteriormente, espera-se aumento do módulo com a adição de PET por esse ser um polímero mais rígido que o PS, necessitando de maiores tensões para proporcionar uma dada deformação (PAPKOV *et al.*, 2013; TAHMASEBI; JAFARI; F. FARNIA, 2024). Em comparação com o método anterior, houve uma queda de até 4 vezes no módulo de elasticidade, o que corrobora com a diminuição da tensão máxima obtida e pode ser justificado pela produção de meios filtrantes com uma quantidade muito menor de imperfeições, com fibras lisas e sem *beads* (Figura 48), além de melhor entrelaçamento entre as fibras de ambos os polímeros.

Figura 47. Dados de resistência mecânica para os meios filtrantes obtidos por agulhas dispostas no mesmo lado com diferentes tempos de fiação de PET: (a) gráfico de tensão-deformação; (b) módulo de elasticidade; (c) tensão máxima; (d) alongamento máximo.

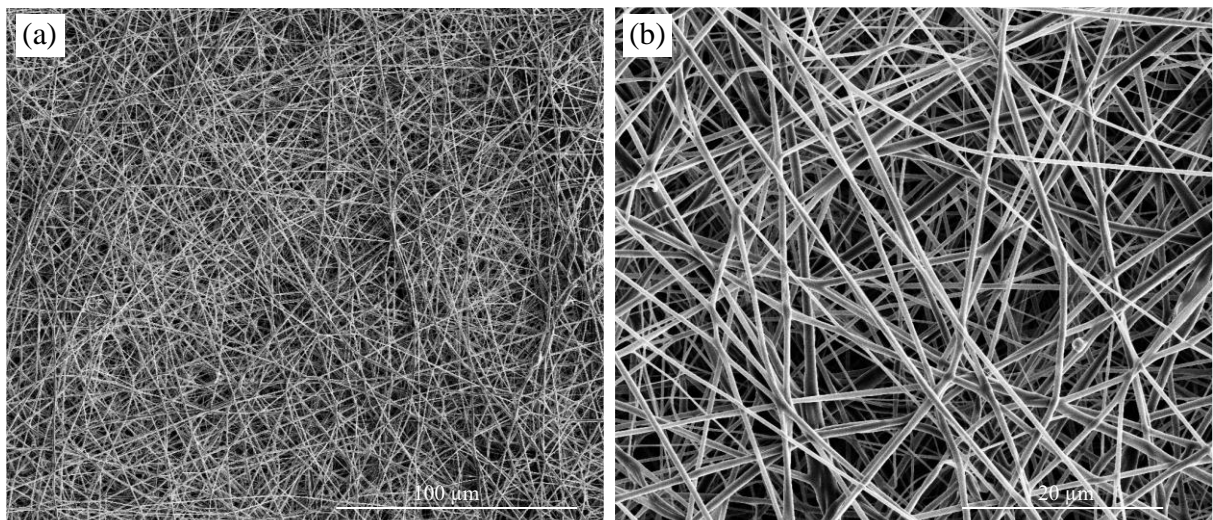


Fonte: Autor.

A obtenção de meios filtrantes mais dúcteis com esse método, com deformações chegando até a 40%, também foi associada a menor quantidade de *beads* e imperfeições nas fibras. Houve uma melhor homogeneidade entre as fibras de ambos os polímeros e esse melhor entrelaçamento permitiu aproveitar melhor as propriedades dúcteis do PET. Por mais que os meios filtrantes obtidos por esse método apresentem menor tensão máxima, uma deformação máxima de até 40% indica que o material pode esticar consideravelmente antes de romper, o que sugere uma boa capacidade de conformação e moldagem dos meios filtrantes (CASSU; FELISBERTI, 2005). Para aplicação como filtros de ar, principalmente em ambientes *indoor*, materiais mais dúcteis são desejados por não se romperem facilmente com o fluxo de ar (LIU *et al.*, 2017). No entanto, em sistemas de filtração de ar sujeitos a condições mais intensas e/ou

severas, onde a robustez e a durabilidade são essenciais, meios filtrantes mais rígidos como as obtidas pela metodologia com agulhas no mesmo lado é mais promissora por provavelmente serem mais resistentes a tensões mecânicas.

Figura 48. Microscopia eletrônica de varredura da membrana obtida pelo método de seringas e agulhas dispostas em lados opostos do coletor, utilizando vazões de injeção iguais de PS e PET (1,2 mL/h) com magnificações de: (a) 1200x; (b) 5000x.



Fonte: Autor.

A escolha entre metodologias depende da aplicação específica e das condições de operação. Uma membrana mais flexível pode ser mais suscetível a deformações permanentes ao longo do tempo, enquanto uma membrana mais rígida pode oferecer uma maior vida útil. É fundamental equilibrar os parâmetros de deformação, resistência mecânica, eficiência de filtração e durabilidade, levando em consideração os requisitos específicos da aplicação. As eficiências globais e permeabilidade ao ar podem ser verificadas na Tabela 19. Ocorreu o mesmo comportamento obtido com a metodologia anterior: uma queda na eficiência com adição das fibras de PET e aumento gradativo à medida que se aumentou a vazão de PET de 0,2 para 1,2 mL/h. Nesse caso, por não haver imperfeições nas fibras, a queda na eficiência foi associada a retirada do mecanismo de coleta eletrostático e as incompatibilidades entre as moléculas do PET e PS (JU; CHANG, 2000; TAHMASEBI; JAFARI; F. FARNIA, 2024), já que as imperfeições não foram observadas.

Pela diminuição das imperfeições (*beads* e aglomerados de polímeros) provavelmente houve um maior empacotamento das fibras, o que justificaria a diminuição da permeabilidade do ar observado na Tabela 19 (KADAM *et al.*, 2019; LEUNG; HUNG; YUEN, 2010; YUN *et al.*, 2010), fato também observado no trabalho de Yang e colaboradores (2015). Além disso,

todos os meios filtrantes produzidos por este método apresentaram fatores de qualidade inferiores aos obtidos com agulhas dispostas no mesmo lado do coletor. Isso foi atribuído às maiores quedas de pressão associadas a esses meios filtrantes. No entanto, os valores ainda permanecem comparáveis aos relatados em outros estudos (BONFIM *et al.*, 2021b; KADAM *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2015a; ZHANG *et al.*, 2016b), com a eficiência acima de 95% obtida ao se utilizar vazões de PET de 1,2 mL/h.

Tabela 19. Valores de eficiência global de coleta de nanopartículas, queda de pressão, permeabilidade e fator de qualidade para os meios filtrantes obtidos pelos métodos de seringas dispostas em lados opostos

Método	Vazão de injeção de PET (min)	ΔP^* (Pa)	Eficiência global (%)	Permeabilidade ($\times 10^{-11} \text{ m}^2$)	Fator de qualidade (Pa^{-1})
Seringas em lados opostos	0,0	$9,4 \pm 0,3$	$89,59 \pm 0,51$	$1,0689 \pm 0,8761$	0,0891
	0,2	$84,3 \pm 0,3$	$66,58 \pm 1,22$	$0,3061 \pm 0,1115$	0,0488
	0,4	$86,1 \pm 0,3$	$69,67 \pm 1,66$	$0,3057 \pm 0,1432$	0,0466
	0,6	$88,1 \pm 0,4$	$83,55 \pm 1,17$	$0,3043 \pm 0,1626$	0,0209
	0,8	$111,1 \pm 0,5$	$93,38 \pm 0,84$	$0,2933 \pm 0,0999$	0,0311
	1,0	$117,7 \pm 0,4$	$93,88 \pm 0,36$	$0,2541 \pm 0,2756$	0,0287
	1,2	$119,2 \pm 0,5$	$95,30 \pm 0,82$	$0,2283 \pm 0,1128$	0,0260

* Queda de pressão a 1,5 L/min.

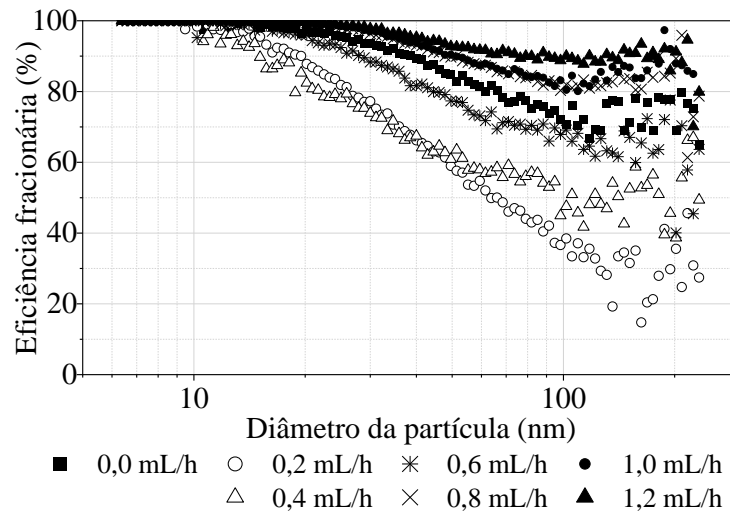
Fonte: Autor.

A Figura 49 demonstra as eficiências fracionárias para os testes envolvendo os meios filtrantes com PS e diferentes vazões de PET. Novamente, se observa a queda na eficiência com o aumento do diâmetro. Houve um aumento gradativo nos valores de eficiência à medida que se aumentou a vazão de PET, sendo mais suave que os aumentos obtidos pela metodologia anterior. Para as vazões de 0,2 e 0,4 mL/h, os valores são muito similares até 70 nm. Acima desse valor as eficiências para 0,4 mL/h tenderam a valores maiores. Os efeitos dos mecanismos no comportamento da eficiência já foram discutidos anteriormente.

Todas as três metodologias empregadas foram eficazes para melhorar a resistência mecânica do PS. Além de permitir uma maior gama de aplicações desses meios filtrantes, também aumentou a sustentabilidade do processo ao reciclar dois polímeros (PET e PS) que tem grande impacto poluidor ao meio ambiente. Mesmo se empregando o ácido trifluoroacético, por ele ser completamente evaporado no processo, há possibilidade de recuperação desse solvente, minimizando os impactos ambientais negativos. Foi possível obter meios filtrantes com alta eficiência (>95%) com todos os métodos com permeabilidade razoável ao considerar filtros com nanofibras (ABUZADE; ZADHOUSH; GHAREHAGHAJI, 2012; BONFIM *et al.*, 2021b, 2021a; MATA *et al.*, 2022). Entretanto, a definição da melhor metodologia é complexa

e depende da avaliação de fatores do processo, como vazão e pressão que seria empregada, além de qual tipo de superfície seria acondicionado esses tipos de filtros. Testes mais aprofundados são necessários para avaliar os comportamentos anômalos das curvas tensão-deformação, bem como otimização das condições na confecção dos meios filtrantes.

Figura 49. Eficiência fracionária para os testes envolvendo os meios filtrantes obtidos pelo método das seringas dispostas em lados opostos.



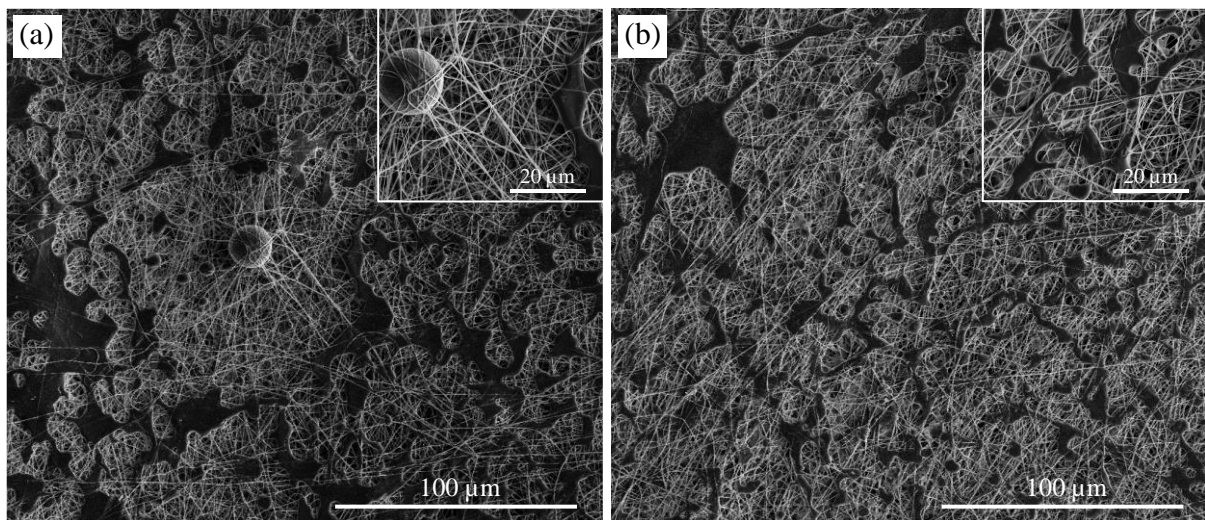
Fonte: Autor.

5.2.4. Caracterização das membranas

Nesse tópico, as caracterizações dos materiais tiveram como objetivo confirmar a presença de fibras de ambos os polímeros (PS e PET) nas membranas produzidas pelos métodos com duas seringas e agulhas colocados no mesmo lado e em lados opostos do coletor. Essa é uma etapa crítica para garantir que as propriedades complementares desses materiais melhorem o desempenho do filtro. Não se realizou as análises nas fibras de camada tripla por elas estarem dispostas em camadas de um único polímero, facilmente avaliado por microscopia eletrônica de varredura. A presença e a distribuição adequada de fibras de ambos os polímeros são essenciais para alcançar a eficiência de filtração desejada, resistência mecânica e características do escoamento do ar. A predominância de um polímero ou a má distribuição da fibra podem comprometer a eficiência da membrana. No entanto, a diferenciação entre fibras PS e PET usando microscopia eletrônica de varredura (MEV) é desafiadora devido à sua semelhança morfológica (Figuras 45 e 48). Para resolver isso, a acetona (capaz de dissolver o PS, mas não o PET) foi passada através de uma membrana produzida com vazões de injeção iguais de ambos os polímeros (1,2 mL/h de PS e 1,2 mL/h de PET). Essa dissolução seletiva demonstrou a

coexistência de ambos os polímeros, com regiões enegrecidas correspondentes a fibras de PS dissolvidas que não foram totalmente removidas durante o processo (Figura 50). Além disso, observa-se que imperfeições como *beads*, grânulos e aglomerados de polímero provavelmente estão associadas ao PET e inerentes ao método de arranjo da agulha no mesmo lado do coletor.

Figura 50. Microscopia eletrônica de varredura após a passagem de um fluxo de acetona pelas membranas obtidas utilizando uma vazão de injeção de 1,2 ml/h de PS e 1,2 ml/h de PET, onde: a) método de agulhas dispostas no mesmo lado do coletor; b) método de agulhas dispostas em lados opostos do coletor.

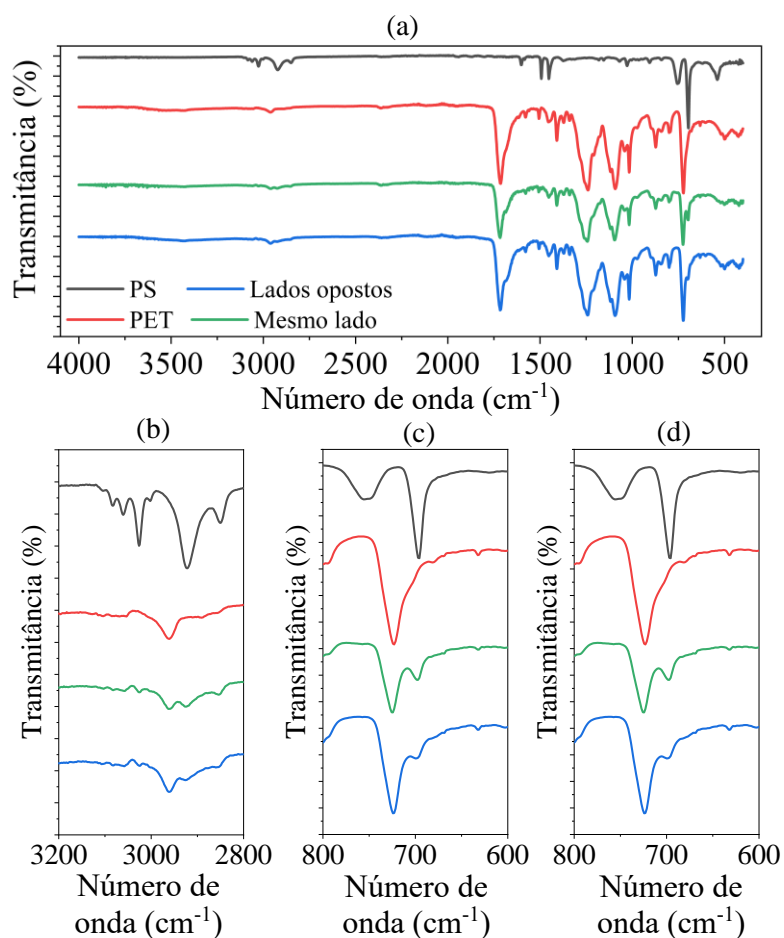


Fonte: Autor.

Morfologicamente, as fibras de ambos os polímeros parecem semelhantes, mas exibem estruturas moleculares e características espectrais distintas, permitindo a confirmação de sua presença simultânea na membrana. A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) (Figura 51(a)) foi empregada para identificar grupos funcionais de PS e PET nas membranas produzidas por ambos os métodos e para avaliar possíveis interações entre eles. O espectro típico é observado para as membranas com somente PS (HU *et al.*, 2016; MUNIR *et al.*, 2022; RAJAK *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2013; ZULFI *et al.*, 2018a) e para as membranas com somente PET (DEITZEL *et al.*, 2001; MECOZZI; NISINI, 2019; MEHDI *et al.*, 2018b). Verifica-se que os espectros de membrana obtidos para ambos os métodos de agulhas dispostas no mesmo lado e em lados opostos do coletor (Figura 51(a)) mostram picos e bandas de PS e PET. Embora a primeira vista se perceba uma semelhança maior com o espectro de PET, pode-se ver que ele se mistura com o espectro PS em aproximadamente 2922 cm^{-1} e 2847 cm^{-1} atribuídos aos modos vibracionais de alongamento simétrico e assimétrico do grupo CH_2 de poliestireno (Figura 51(b)) (LIANG; HUANG, 2012; NYQUIST *et al.*, 1992),

pequenos picos em 1492 e 1452 cm^{-1} (Figura 51(c)) relacionados às vibrações de alongamento do C=C (AMANI *et al.*, 2015; BHUTTO; VESELY; GABRYS, 2003; HUY; ADHIKARI; MICHLER, 2003; NAIR; HSIAO; KIM, 2009; UYAR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2013) e também ao aparecimento de pequenos picos em 754 e 696 cm^{-1} referentes às vibrações de deformação das ligações C-H no anel aromático monossustituído do PS (Figura 51(d)) (AMANI *et al.*, 2015; BHUTTO; VESELY; GABRYS, 2003; HU *et al.*, 2016; NAIR; HSIAO; KIM, 2009; UYAR *et al.*, 2009). Esses dados corroboram o fato de que fibras de ambos os polímeros estão presentes nas membranas obtidas por ambos os métodos e que há um certo grau de interação entre elas.

Figura 51. FTIR das (a) membranas com apenas PS ou PET e para as obtidas por ambos os métodos de agulhas dispostas no mesmo lado e em lados opostos do coletor. Detalhe dos espectros em (b) 3200–2800 cm^{-1} , (c) 1600–1400 cm^{-1} e (d) 800–600 cm^{-1}

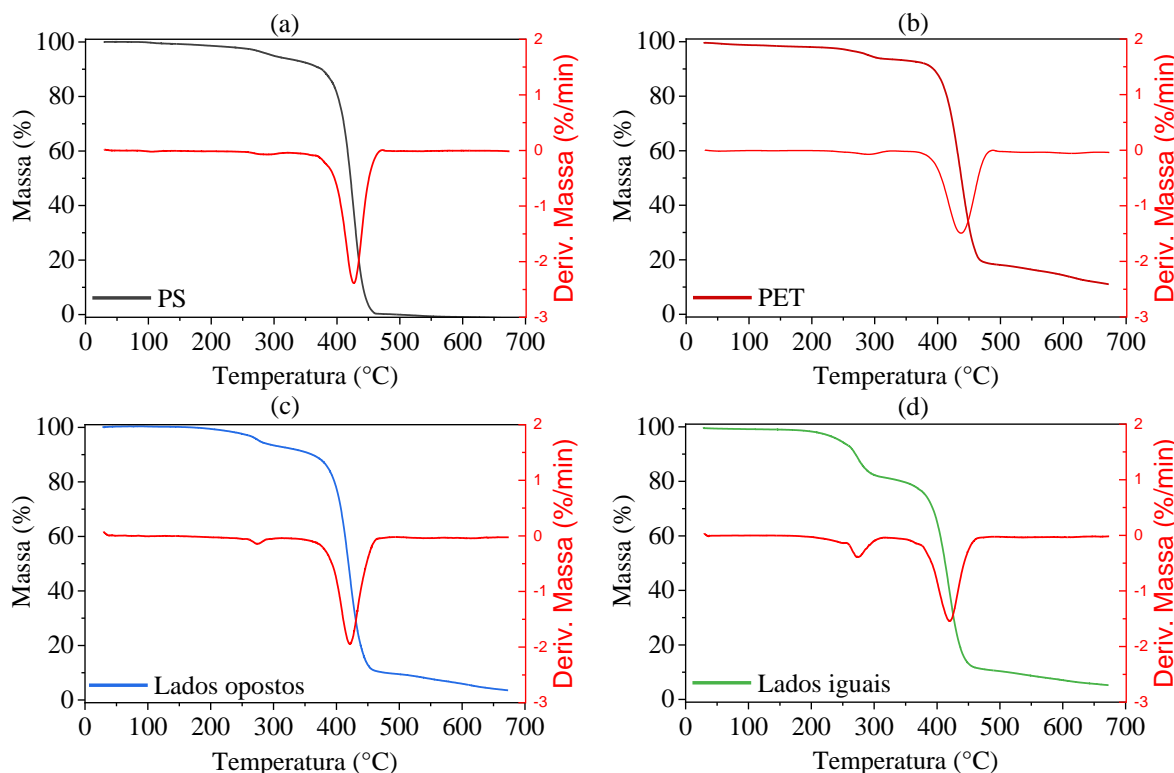


Fonte: Autor.

As propriedades térmicas das membranas foram avaliadas por meio de análise termogravimétrica (TGA) para verificar possíveis alterações na estabilidade térmica com

ambos os métodos. Para membranas com apenas PS, a degradação ocorre principalmente em uma etapa com a maior taxa de diminuição de massa em torno de 424 °C (Figura 52(a)) e próxima aos valores obtidos em outros estudos na literatura (CHAUHAN *et al.*, 2008; HU *et al.*, 2016; LIMA *et al.*, 2024). Comportamento semelhante ocorre com membranas somente com PET, mas com a maior taxa de degradação em torno de 436°C (Figura 52(b)), consistente com outros estudos (BLESAMARCO *et al.*, 2024; WU; KE, 2006). Alterações na estabilidade térmica das membranas produzidas por ambos os métodos foram evidentes quando comparadas às membranas contendo apenas PS e PET (Figura 52(c, d)). Especificamente, uma segunda região de degradação apareceu em torno de 272 °C. Apesar dessas mudanças, as membranas ainda exibem alta estabilidade térmica e é improvável que a redução nas propriedades térmicas afete seu potencial como meio filtrante (WAN *et al.*, 2014; YANG; WANG, 2006).

Figura 52. Análise termogravimétrica para: (a) PS; (b) PET; c) Membrana de PS e PET obtida pelo método de agulhas dispostas do mesmo lado do coletor; d) Membrana de PS e PET obtida pelo método de agulhas dispostas no lado oposto do coletor.

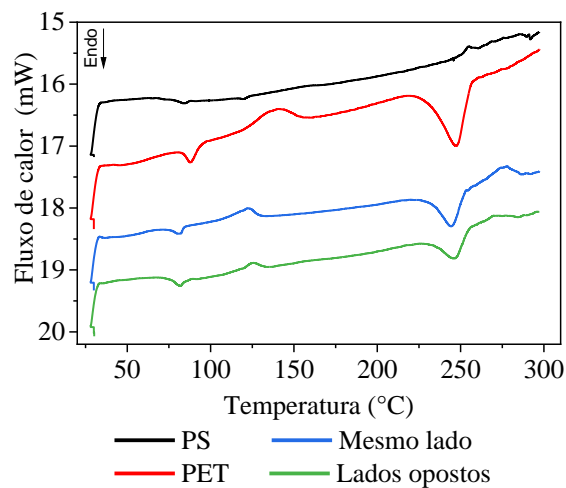


Fonte: Autor.

Para avaliar melhor as propriedades térmicas, foram levantadas curvas de Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC), conforme mostrado na Figura 53. A curva para as membranas somente PS demonstrou comportamento típico do poliestireno atático, assim como evidenciado

anteriormente. A temperatura de transição vítrea ocorreu em torno de 84°C, semelhante a outros estudos da literatura com nanofibras de poliestireno (ASAI *et al.*, 2023; HUANG; TSAI; LO, 2024; KOTRESH *et al.*, 2021; LIMA *et al.*, 2024). Comportamento diferente foi observado para PET, indicando uma estrutura semicristalina (JAFARI *et al.*, 2020) com transição vítrea (T_g), cristalização (T_c) e temperaturas de fusão (T_m) em torno de 82°C, 137°C e 248°C, respectivamente. Essas temperaturas estão próximas das obtidas em vários estudos que avaliaram membranas com tereftalato de polietileno (HADJIZADEH; AJJI; BUREAU, 2011; JAFARI *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2012).

Figura 53. Curvas de DCS para as membranas de PS, PET e para as obtidas por ambos os métodos de agulhas dispostas no mesmo lado e em lados opostos do coletor.



Fonte: Autor.

As membranas com fibras de ambos os polímeros, obtidas pelos dois métodos utilizados neste estudo, apresentaram principalmente uma diminuição na temperatura de cristalização (122,82 °C) e fusão (246,04 °C), bem como uma redução nas entalpias associadas. Essas mudanças podem ser atribuídas a uma combinação de efeitos de incompatibilidade e interação entre os dois polímeros (JU; CHANG, 2000; MAA; CHANG, 1993), bem como mudanças na cristalinidade e estrutura do PET (CHEN *et al.*, 2012a; JAFARI *et al.*, 2020). A redução nas temperaturas de transição térmica e entalpias associadas sugere que a estrutura da membrana foi modificada, possivelmente resultando em um material menos ordenado e mais flexível (HADJIZADEH; AJJI; BUREAU, 2011; KOUTSOUMPIS *et al.*, 2018). Mesmo que os polímeros não sejam misturados na mesma solução, podem ocorrer interações nas interfaces onde as fibras de diferentes polímeros entram em contato. Como resultado, a estrutura final das membranas e a forma como cada polímero é distribuído e interage influenciam diretamente nas

propriedades térmicas dos materiais resultantes.

As caracterizações das membranas produzidas por ambos os métodos confirmaram a presença de fibras de ambos os polímeros. Apesar das soluções poliméricas não terem sido misturadas antes da eletrofição, as análises térmicas revelaram alterações nas propriedades térmicas das membranas. Esses achados foram corroborados por análises de MEV e FTIR, fornecendo evidências claras da formação de fibras mistas. A coexistência dos dois polímeros em uma configuração multifásica ressalta a eficácia e precisão do método de eletrofição simultânea na criação de estruturas complexas e híbridas.

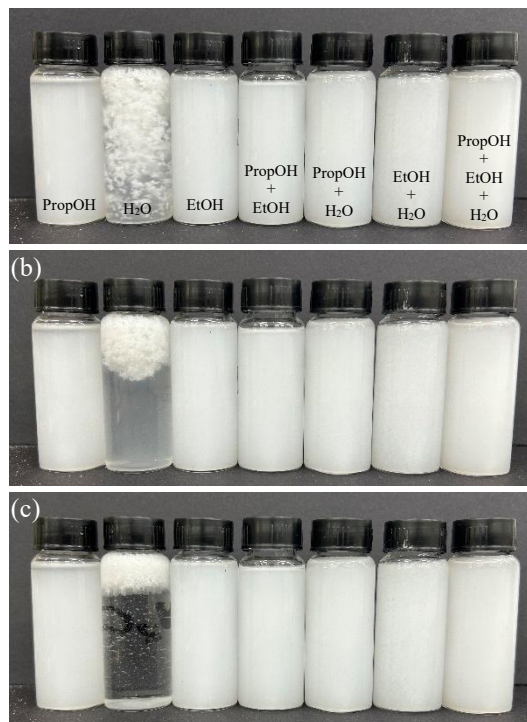
5.3. Produção de nanofibras curtas de poliestireno reciclado para aprimorar a eficiência de diferentes substratos

5.3.1. Avaliação da estabilidade das soluções dispersante e efeito na coleta de partículas

A avaliação da estabilidade de suspensões contendo nanofibras curtas é fundamental para compreender e otimizar suas aplicações. Esse é um parâmetro crítico que influencia diretamente a eficácia e a durabilidade desses sistemas dispersos (MCCLEMENTS, 2007). Suspensões de nanofibras curtas oferecem propriedades únicas, incluindo estabilidade coloidal, alta área superficial e capacidade de formar redes estruturais. No entanto, a tendência à coalescência e à separação de fases pode comprometer sua aplicabilidade e eficácia (KANAI *et al.*, 2023; LIU *et al.*, 2023; ZHANG; ZHANG, 2018). Portanto, entender os fatores que influenciam a estabilidade dessas suspensões é essencial para desenvolver formulações mais eficazes e duradouras, impulsionando assim avanços significativos em várias áreas tecnológicas e industriais.

A estabilidade das suspensões de nanofibras curtas foi verificada deixando as soluções em repouso por até um mês, como pode ser visto pela Figura 54. Todas as suspensões, exceto a água, se mostraram estáveis. Não se observou separação de fases nem após um mês deixado em repouso. De toda forma, sempre se agitou as soluções antes de qualquer aplicação. A separação de fases com a água ocorreu instantaneamente, principalmente devido ao poliestireno ser muito hidrofóbico (OCHANDA *et al.*, 2012) e a densidade ser muito menor que a da água (LI *et al.*, 2021).

Figura 54. Soluções de nanofibras curtas (a) sem repouso e com repouso de: (b) 1 hora; (c) 1 mês.

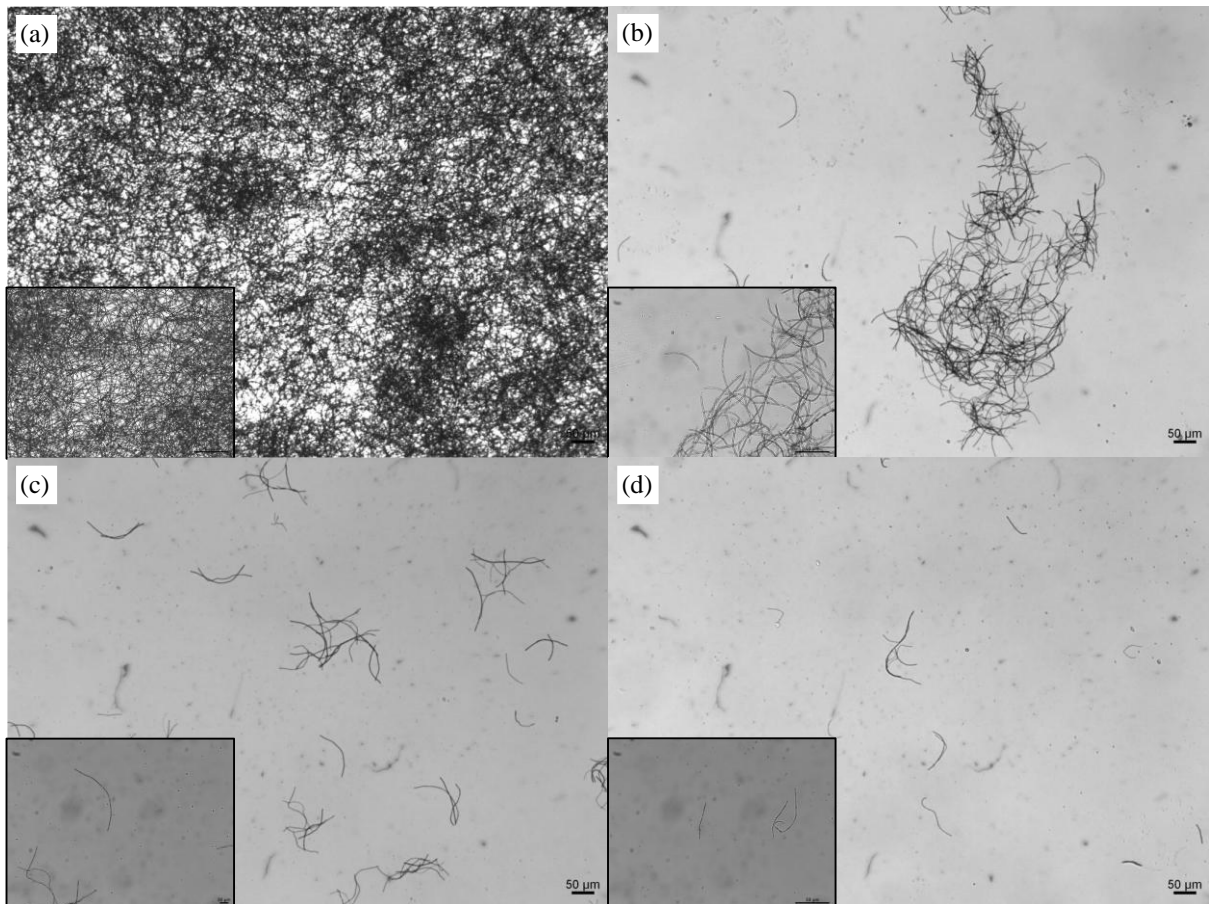


Fonte: Autor.

Mesmo não se observando separação de fases, é interessante aprofundar os estudos na estabilidade dessas suspensões. Infelizmente isso foge do escopo desse trabalho. A adição de surfactantes e ou estabilizantes pode ser interessante no ponto de vista comercial. Diversos surfactantes também possuem atividades antimicrobianas, podendo aumentar as aplicações das soluções de nanofibras (GUARDIA *et al.*, 2014; MAJCHRZYCKA *et al.*, 2017; SIMOES *et al.*, 2008; TEO; JANA, 2017). Outro fato interessante é a introdução de outras substâncias de interesse na solução, como materiais adsorptivos ou catalíticos, permitindo que sejam depositados juntamente com as fibras durante a aplicação das soluções.

A solução de nanofibras curtas com álcool isopropílico foi avaliada por microscopia óptica, como se vê pela Figura 55. Sem diluição (Figura 55(a)), as fibras tendem a se entrelaçar e formar uma membrana devido a afinidade e capacidade de reestruturar (KANAI *et al.*, 2023; LIU *et al.*, 2023). O fato delas se aglomerarem mesmo após a trituração indica um grande potencial para produção de membranas e revestimentos. À medida que se diluiu as fibras (Figuras 55(b-d)), se verificou uma maior separação, o que permitiu observá-las unicamente com diluições de 100x (Figura 55(d)).

Figura 55. Microscopias ópticas com magnificações de 5x e 20x das soluções de nanofibras curtas utilizando álcool isopropílico onde: (a) sem diluição; (b) diluição de 10x; (c) diluição de 50x; (d) diluição de 100x.



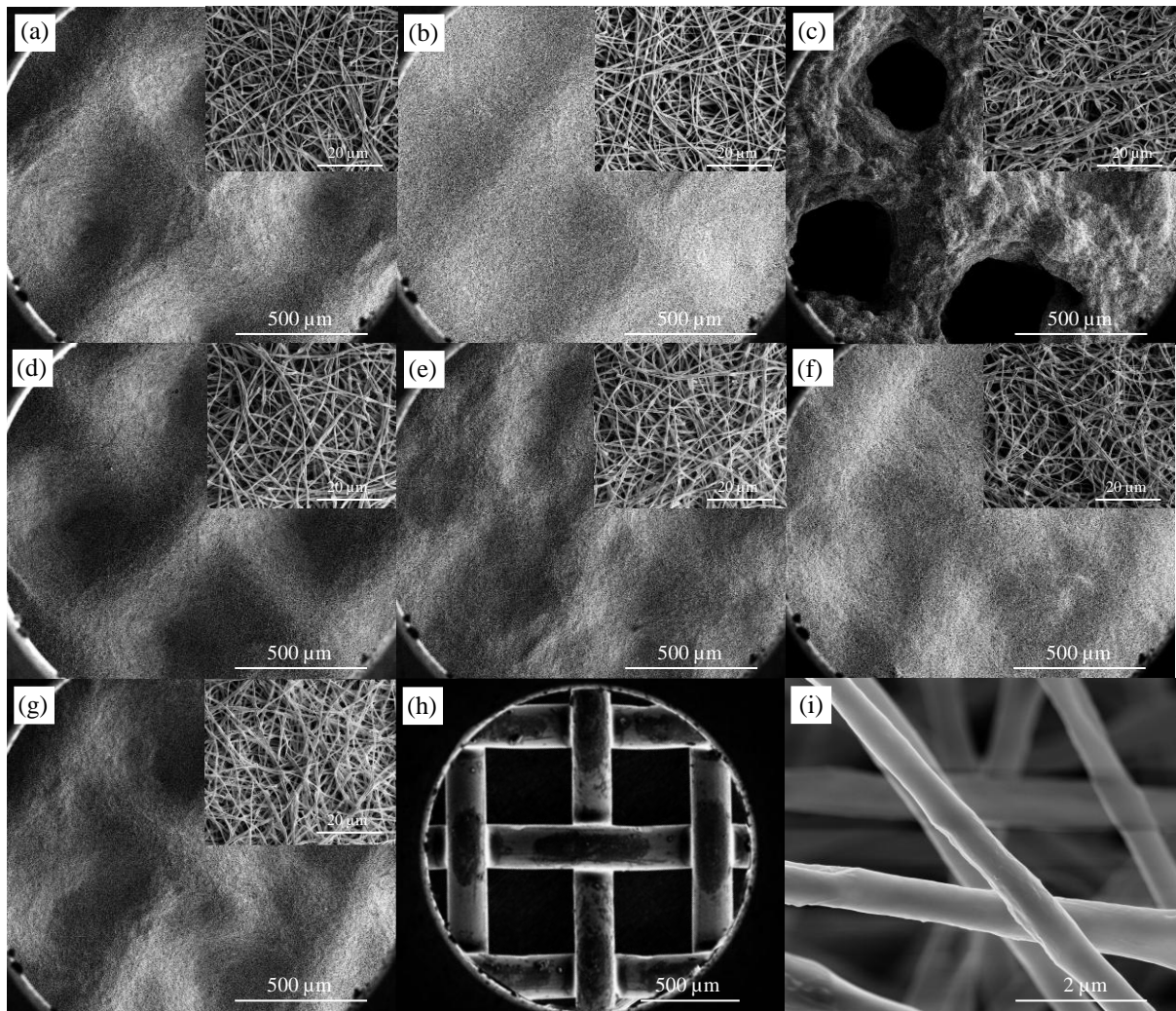
Fonte: Autor.

O comprimento obtido após a trituração variou entre 50 e 250 μm , muito menor que as fibras sem trituração. Na literatura, não há muitos trabalhos envolvendo nanofibras curtas. Alguns autores desenvolveram nanofibras curtas de poliimida (JIANG *et al.*, 2013) e de carbono (XU *et al.*, 2015) para melhorar a resistência mecânica de filmes de poliimida. Na mesma linha, Shakil e colaboradores (2022b; 2023) aplicaram nanofibras curtas de nylon-6 em uma matriz de epóxi ou carbono para avaliar suas propriedades mecânicas e viscoelásticas. Abdal-ha e colaboradores (2018) desenvolveram nanofibras curtas de policaprolactona para serem usadas como matriz para incorporação de substâncias com uma abordagem para aerografia. No entanto, a maioria desses trabalhos utilizaram ultrasonicação ou o próprio processo de eletrofiação em condições que produzam nanofibras curtas. O modo mais parecido com esse trabalho foi realizado por Chagas e colaboradores (2025), mas utilizando fibras de acetato de celulose.

Todas as soluções foram depositadas pelo método de filtração à vácuo na superfície da

tela de cobre (Figura 56(h)). Como se vê pela Figura 56(i), as fibras obtidas pela condição ótima do planejamento de experimentos com a eficiência de coleta como variável de resposta, se mostraram lisas e com baixa rugosidade. As outras imagens da Figura 56 apresentam as microscopias eletrônicas de varredura para todas os meios filtrantes obtidos.

Figura 56. Microscopias eletrônicas de varredura com magnificações de 200x e 5000x para os meios filtrantes com nanofibras curtas onde a solução foi desenvolvida com os seguintes dispersantes: (a) álcool isopropílico; (b) álcool etílico; (c) água; (d) álcool isopropílico e álcool etílico; (e) álcool etílico e água; (f) álcool isopropílico e água; (g) álcool isopropílico, álcool etílico e água. (h) Tela de cobre utilizada como substrato para disposição das nanofibras curtas. (i) Morfologia das nanofibras utilizadas na magnificação de 50000x.



Fonte: Autor.

Todas as soluções, exceto a apenas com água, se depositaram homogeneamente na tela metálica. Com água elas apresentaram grandes buracos e regiões com maior predominância de fibras (Figura 56(c)), causado pela baixa estabilidade da suspensão. Além disso, se observou

que todas as soluções que possuem álcool isopropílico (Figuras 56(a, d, g)) apresentaram uma curvatura no sentido do ar de sucção da bomba de vácuo. Isso ocorre porque o álcool isopropílico apresenta uma menor tensão superficial, o que facilita as interações com o poliestireno hidrofóbico (MITCHELL *et al.*, 2004). No entanto, ele também remove elétrons livres e é comumente associado na remoção de cargas eletrostáticas (LEE *et al.*, 2017).

Ao utilizar álcool etílico, as fibras se depositaram de maneira a formar uma superfície regular e uniforme. Esse efeito pode ser atribuído à interação entre o álcool etílico e o poliestireno, que reduz a constante dielétrica da solução e, conseqüentemente, diminui a atração das fibras pela tela de cobre, além dos demais fatores já discutidos anteriormente (ADELNIA *et al.*, 2013). Também foi possível obter membranas com deposição uniforme de fibras com as misturas de água com álcoois, sugerindo que a água—um dispersante significativamente mais barato—pode ser utilizada em formulações voltadas para a produção de nanofibras curtas.

Os meios filtrantes foram submetidos a testes de filtração para avaliar a influência do dispersante das nanofibras curtas na eficiência de coleta de partículas. A Tabela 20 apresenta os dados de permeabilidade, queda de pressão e eficiência na captura de nano e micropartículas. Como esperado, o meio filtrante obtido a partir da solução contendo apenas água apresentou a maior permeabilidade, o que pode ser atribuído às grandes aberturas observadas na Figura 56(c). Além disso, todas as suspensões contendo água exibiram maior permeabilidade, sugerindo que a repulsão entre o isopor e a água, devido ao seu caráter hidrofóbico, favoreceu a formação de espaços maiores entre as fibras, facilitando a passagem do ar (BAI *et al.*, 2021; FINDANIS; SOUTHAM, 2012; ZHANG *et al.*, 2019b).

Tabela 20. Valores de permeabilidade ao ar, queda de pressão e eficiência global de coleta de nano e micropartículas para os meios filtrantes utilizando solução de nanofibras com diferentes dispersantes

Número	Solução	ΔP^* (Pa)	Permeabilidade ($\times 10^{-11} \text{ m}^2$)	Eficiência de nanopartículas (%)	Eficiência de micropartículas (%)
1	PropOH	$335,2 \pm 0,8$	$0,94 \pm 0,19$	$96,99 \pm 1,07$	$99,98 \pm 0,01$
2	EtOH	$431,7 \pm 0,6$	$0,96 \pm 0,11$	$92,23 \pm 1,41$	$99,97 \pm 0,01$
3	H ₂ O	$3,9 \pm 0,1$	$40,62 \pm 1,52$	$24,60 \pm 1,63$	$76,51 \pm 5,07$
4	PropOH + EtOH	$223,3 \pm 0,5$	$1,01 \pm 0,33$	$89,01 \pm 1,97$	$99,97 \pm 0,04$
5	PropOH + H ₂ O	$439,5 \pm 0,8$	$1,83 \pm 0,17$	$84,21 \pm 0,74$	$99,95 \pm 0,02$
6	EtOH + H ₂ O	$123,5 \pm 0,3$	$1,89 \pm 0,53$	$28,16 \pm 1,67$	$99,93 \pm 0,05$
7	PropOH + EtOH + H ₂ O	$404,7 \pm 0,8$	$1,25 \pm 0,95$	$88,39 \pm 2,11$	$98,31 \pm 0,50$
	Tela de cobre		$135,62 \pm 1,63$	$4,13 \pm 0,91$	$54,13 \pm 6,25$

* Queda de pressão na vazão de 1,5 L/min.

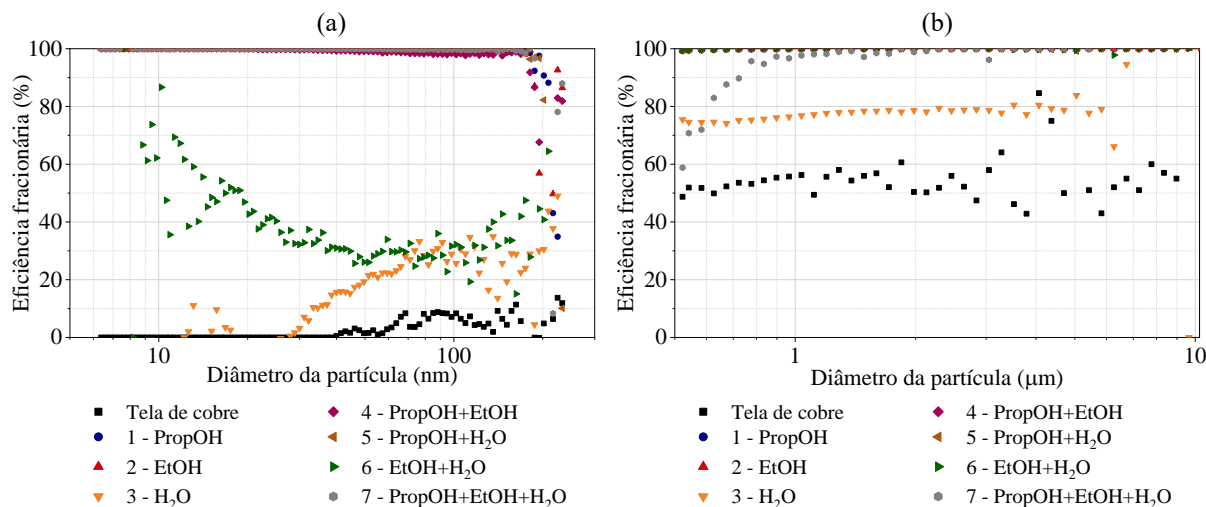
Fonte: Autor.

As suspensões contendo álcool etílico demonstraram maior permeabilidade em comparação às soluções com álcool isopropílico. Esse efeito pode ser explicado pela maior volatilidade do álcool etílico, que evapora mais rapidamente e reduz a agregação das fibras (HIMMA; WARDANI; WENTEN, 2017). Como consequência, as fibras obtidas por suspensões com álcool isopropílico se apresentam menos empacotadas, permitindo uma passagem de ar mais eficiente.

Essas variações na permeabilidade provavelmente influenciaram as diferenças nas eficiências globais observadas na Tabela 20. Tanto para nano quanto para micropartículas, os meios filtrantes obtidos a partir de soluções aquosas apresentaram menores eficiências globais. As eficiências foram consistentemente maiores para micropartículas do que para nanopartículas, uma vez que partículas maiores são mais facilmente coletadas devido à maior barreira proporcionada pelas nanofibras, favorecendo os mecanismos de interceptação e impação (HINDS, 1999). Embora as membranas obtidas a partir de soluções alcoólicas tenham apresentado superfícies mais uniformes e regulares, sua eficiência foi inferior à das membranas geradas com álcool isopropílico. Isso pode ser atribuído às curvaturas e saliências observadas nesses meios filtrantes (ver Figura 56(a, d, g)), onde as irregularidades podem ter aumentado a área superficial disponível para captura de partículas, o que pode ter favorecido a eficiência de filtração (CORNIER; PURSCHE, 2023). A área de coleta é um parâmetro fundamental na filtração de aerossóis (HINDS, 1999). A maior eficiência foi observada para membranas obtidas com álcool isopropílico, razão pela qual essa suspensão foi selecionada para os testes de deposição de fibras em diferentes substratos.

Para analisar a eficiência em função do diâmetro das partículas, foram construídas curvas de eficiência fracionária, apresentadas na Figura 57. A tela de cobre demonstrou incapacidade de coletar nanopartículas com diâmetro inferior a 40 nm, apresentando apenas um leve aumento na eficiência para partículas maiores. Esse comportamento decorre da grande abertura da malha metálica, permitindo a passagem livre de partículas menores, enquanto as maiores são capturadas ao colidir e serem interceptadas pelos fios metálicos. Para micropartículas, a eficiência se manteve em torno de 50% para todos os diâmetros avaliados. Um comportamento similar foi observado para as nanofibras depositadas a partir de soluções aquosas. Apesar das grandes aberturas, as linhas de fluxo podem coincidir com a malha ou as fibras, resultando na coleta por interceptação. Como ilustrado na Figura 57, a coleta ocorreu principalmente para partículas de maior diâmetro, que, devido à inércia, não conseguem alterar abruptamente sua trajetória e acabam sendo capturadas (HINDS, 1999).

Figura 57. Eficiência fracionária para os meios filtrantes de nanofibras curtas obtidas por soluções com diferentes dispersantes sendo: (a) faixa nanométrica; (b) faixa micrométrica.



Fonte: Autor.

Para a maioria dos meios filtrantes, a eficiência de captura, tanto para micro quanto para nanopartículas, manteve-se elevada, acima de 98%, com exceção da solução aquosa (conforme Tabela 20). No caso das nanopartículas, observou-se uma queda na eficiência para os maiores diâmetros, atribuída à transição entre os mecanismos de difusão e interceptação (BAI *et al.*, 2021; HINDS, 1999; ZHANG *et al.*, 2019b). No entanto, essa redução foi menos acentuada para o meio filtrante obtido a partir da solução de álcool isopropílico. Já a solução contendo partes iguais de álcool etílico e água (amostra 6 na Figura 57(a)) apresentou uma eficiência significativamente menor e uma queda expressiva, com um mínimo de eficiência em torno de 100 nm, devido à competição entre os mecanismos de filtração mencionados anteriormente. Mesmo nesse meio filtrante, não foi observado o fenômeno de rebote térmico, mantendo altas eficiências para partículas menores que 20 nm (GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*, 2011; WANG; OTANI, 2013). Conforme ilustrado na Figura 56(e), a presença de água resultou em uma superfície mais irregular em comparação com o meio contendo apenas álcool etílico (Figura 56(b)). A interação entre esses dispersantes pode ter provocado tanto a repulsão das nanofibras, devido à hidrofobicidade do poliestireno, quanto um menor grau de empacotamento (ADELNIA *et al.*, 2013).

Na coleta de micropartículas, a solução contendo a mistura dos três solventes (amostra 7 na Figura 57(b)) apresentou uma queda na eficiência para partículas menores que 1 μm , sugerindo a possibilidade de uma redução na eficiência entre partículas de 100 nm e 1 μm . Esse efeito pode ser explicado pela transição entre os mecanismos de difusão e impactação, que tipicamente resulta em um mínimo de eficiência entre 200 nm e 500 nm, pois essas partículas

são muito grandes para serem coletadas eficientemente por difusão e muito pequenas para serem capturadas por impactação (HINDS, 1999).

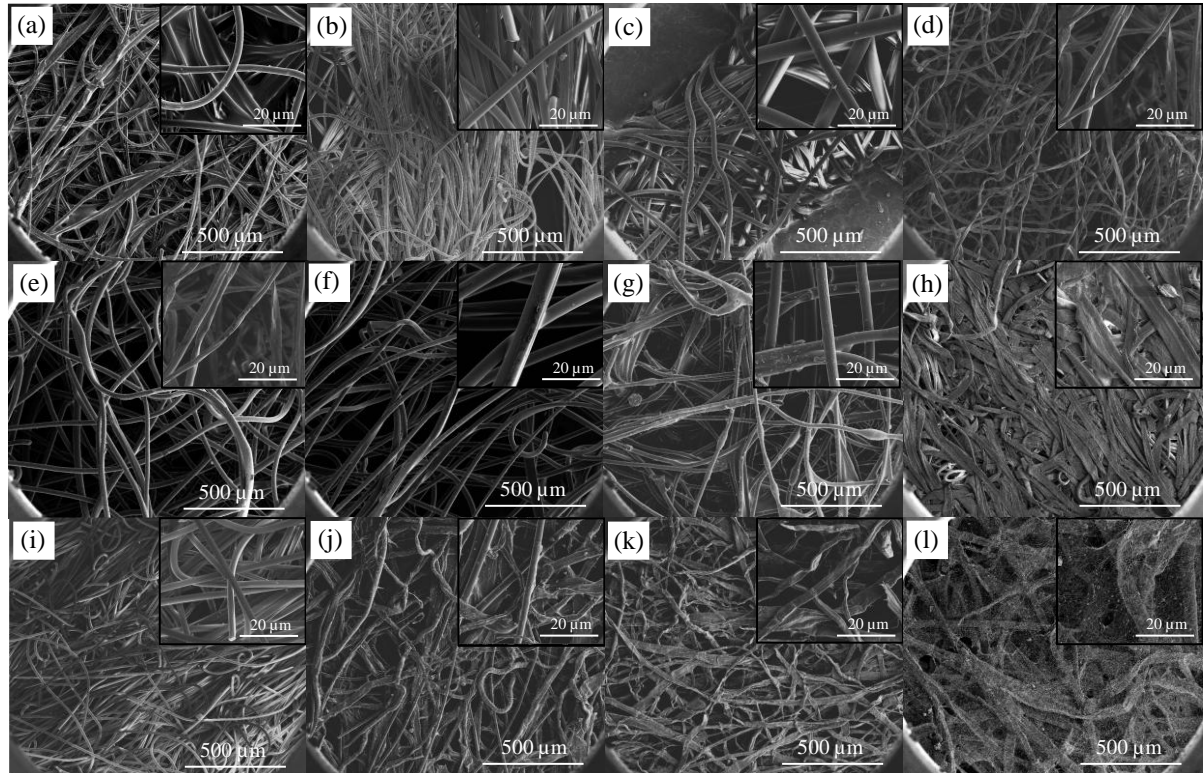
Os resultados demonstram que a deposição de nanofibras curtas utilizando a suspensão com álcool isopropílico permite alcançar altas eficiências tanto para nano quanto para micropartículas. Isso abre novas possibilidades para a conversão de diversos materiais, incluindo substratos altamente permeáveis, como telas, em meios filtrantes eficazes para a captura de partículas em suspensão no ar. Assim, torna-se relevante explorar a deposição dessas nanofibras em diferentes materiais para compreender seu desempenho com distintos substratos. Embora o método a vácuo tenha se mostrado eficaz, a busca por abordagens mais práticas de aplicação, como a pulverização por spray, pode tornar a utilização de nanofibras curtas ainda mais promissora na fabricação de meios filtrantes para o tratamento do ar.

5.3.2. Aplicação de nanofibras curtas em diferentes substratos

A deposição das nanofibras curtas foi realizada em 12 substratos com diferentes características. A Figura 58 apresenta as imagens de microscopia eletrônica de varredura desses materiais. A maioria dos substratos é composta por tecido não tecido, mas também foi testado um material 100% algodão (Figura 58(d)). Os substratos STYLE 9961 (Figura 58(h)), PFI 42-446W (Figura 58(i)), PFI 25-11 (Figura 58(k)) e JX135NANO+FR (Figura 58(l)) apresentaram microfibras achatadas, o que sugere que passaram por algum tipo de tratamento térmico (LIN *et al.*, 2015; SALEEM *et al.*, 2011). O substrato JX135NANO+FR possui característica antichama e uma camada de nanofibras que se mostrou com uma grande quantidade de *beads*. Isso indica que outras condições do planejamento experimental (como utilizando concentração de 10%) podem ser ajustadas para viabilizar sua comercialização.

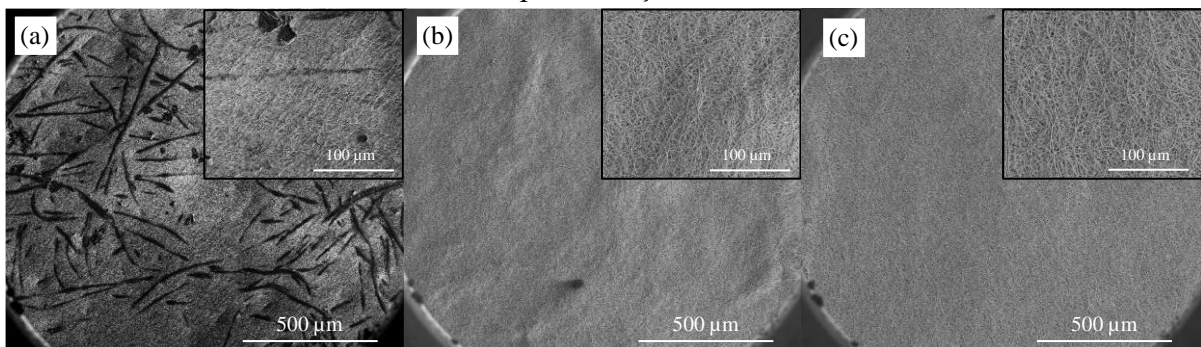
Um filtro HEPA da classe H13 foi utilizado como referência para comparação dos resultados de eficiência, permeabilidade e queda de pressão (Figura 59(a)). Filtros HEPA dessa classe possuem eficiência superior a 99,95% e são frequentemente denominados filtros absolutos (JEON *et al.*, 2020). Além disso, esse meio filtrante foi recoberto utilizando dois métodos de deposição de nanofibras: vácuo (Figura 59(b)) e pulverização (Figura 59(c)), com o objetivo de avaliar o impacto dessas técnicas também em filtros de alta eficiência. Como se verifica pelas Figura 59, esse meio filtrante possui uma membrana de PTFE, que além de ser altamente inerte e apresentar elevada resistência mecânica, possui uma estrutura de fibras que favorece a captura de partículas suspensas no ar (LIN *et al.*, 2015).

Figura 58. Microscopia eletrônica de varredura nas magnificações de 200x e 1200x para os substratos virgens, sem cobertura por nanofibras curtas, em que: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR.



Fonte: Autor.

Figura 59. Microscopia eletrônica de varredura nas magnificações de 200x e 1200x para o filtro da classe H13 utilizado como comparação sendo: (a) substrato; (b) com nanofibras depositadas pelo método de filtração à vácuo; (c) nanofibras depositadas pelo método de pulverização.



Fonte: Autor.

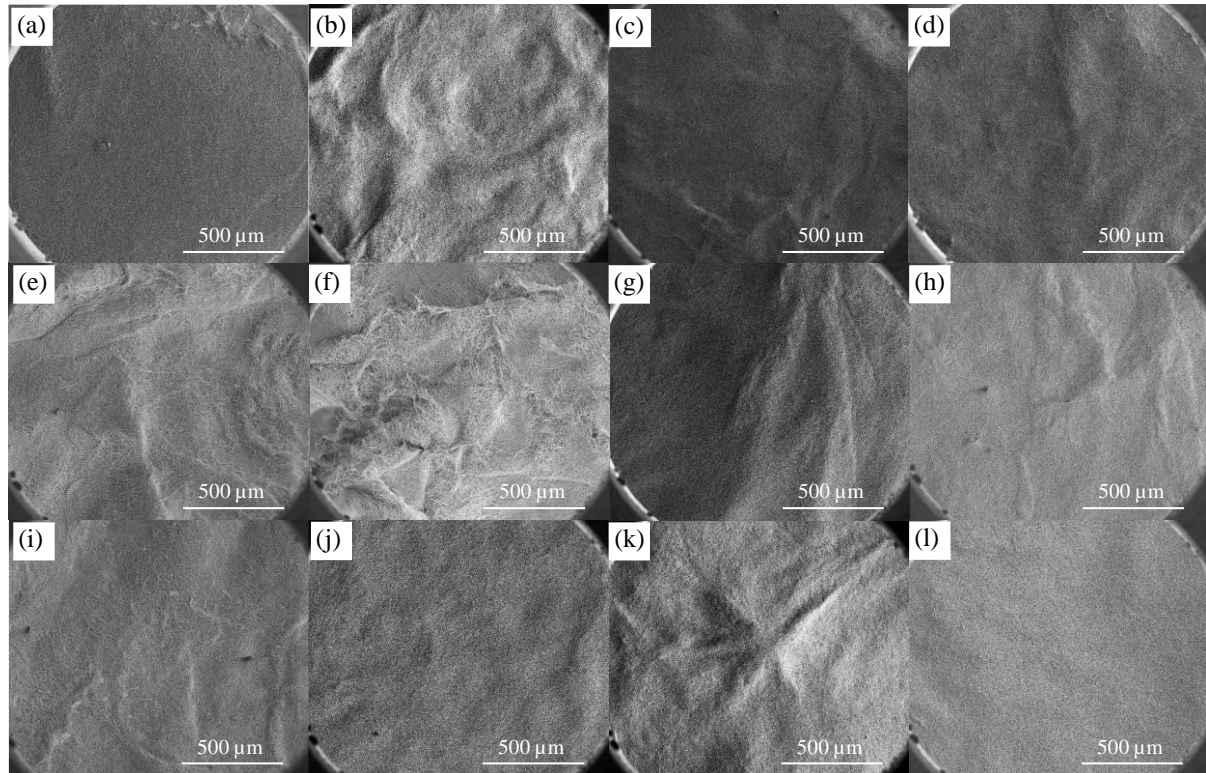
O uso de microfibras na coleta de partículas é uma estratégia amplamente empregada para reduzir os gastos energéticos na manutenção do fluxo gasoso. De modo geral, À medida que o diâmetro das fibras aumenta, os poros do meio filtrante se tornam maiores, reduzindo a

resistência ao fluxo de ar e, conseqüentemente, a queda de pressão (CORNIER; PURSCHE, 2023). No entanto, quando devidamente empacotadas, as microfibras podem ser altamente eficientes na captura de micropartículas (ANDRADE; SARTIM; AGUIAR, 2022; CASTRO *et al.*, 2021). Para partículas finas, na faixa de 100 nm a 700 nm, a dinâmica do fluxo de ar ao redor das fibras pode influenciar negativamente sua captura, especialmente quando os mecanismos difusionais não são predominantes. Isso ocorre porque, se a distância entre as linhas de fluxo e a fibra for maior que o diâmetro das partículas, estas podem seguir a corrente de ar e contornar a fibra em vez de aderirem à sua superfície. No entanto, em condições adequadas, partículas dessa faixa ainda podem ser retidas por aderência mecânica e interações dipolo (CORNIER; PURSCHE, 2023).

A introdução de nanofibras ou fibras submicrométrica em meios filtrantes se devem a melhora na eficiência de coleta de partículas ultrafinas. A redução do diâmetro das fibras para escalas comparáveis às das nanopartículas intensifica o efeito do fluxo deslizante (*slip-flow*), no qual a velocidade do ar na superfície da fibra não é zero. Isso diminui a resistência ao escoamento de ar ao redor da fibra, permitindo que o ar se aproxime mais de uma nanofibra do que de uma microfibra. Como consequência, um número maior de nanopartículas passa suficientemente perto da nanofibra, aumentando a probabilidade de colisão e, portanto, a eficiência de captura de partículas finas (WANG; OTANI, 2013; ZHAO *et al.*, 2016).

A Figura 60 apresenta as imagens de microscopia eletrônica de varredura da superfície dos substratos após a deposição das nanofibras curtas por filtração a vácuo. Embora tenham ocorrido alterações no relevo das fibras, não se observaram grandes diferenças entre os substratos. As nanofibras curtas cobriram toda a superfície, impedindo a visualização das fibras dos substratos, o que indica que o método a vácuo tem potencial para uma deposição homogênea em diferentes tipos de materiais. A superfície tortuosa da flanela com nanofibras (Figura 60(b)) pode ser atribuída à fina espessura e alta maleabilidade deste substrato. Além disso, os substratos NWF 75 (Figura 60(e)) e FS-15P Agulhado (Figura 60(f)) apresentaram superfícies irregulares, com o último exibindo uma textura mais acentuada. Esses materiais possuem um aspecto espumoso e alta capacidade de absorção das suspensões, o que favoreceu a penetração das nanofibras em seu interior e contribuiu para a irregularidade da superfície. De forma menos pronunciada, as nanofibras depositadas nos filtros com carvão (Figura 60(g)) e PFI 25-11 (Figura 60(k)) também exibiram elevações na superfície devido à influência das fibras do substrato.

Figura 60. Microscopia eletrônica de varredura nas magnificações de 200x e 1200x para os substratos com nanofibras depositadas pelo método de filtração à vácuo onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR.



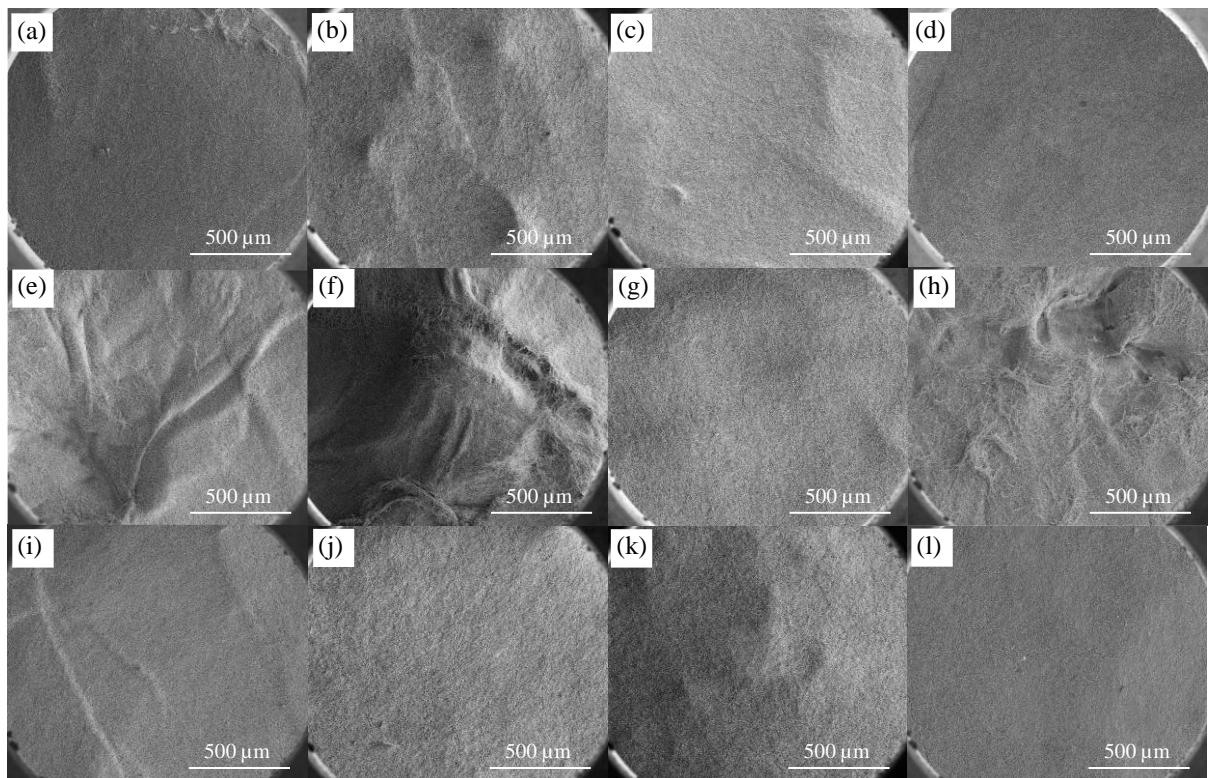
Fonte: Autor.

A Figura 61 mostra as imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) das superfícies dos substratos após a deposição das nanofibras curtas pelo método de pulverização. Embora esse método envolva mais variabilidade devido à influência do fator humano, as superfícies dos substratos apresentaram uma deposição predominantemente homogênea. No entanto, substratos que já possuíam superfícies mais irregulares, como flanela, NWF 75 e FS-15P-Agulhado, apresentaram uma maior variação na textura quando comparados ao método de deposição à vácuo, devido a massa depositada não ser suficiente para proporcionar uma espessura que tornasse a superfície uniforme. Um exemplo interessante é o substrato STYLE 9961 (Figura 61(h)), que, embora tenha mostrado uma superfície regular com o método a vácuo, exibiu uma textura mais ondulada quando tratado com o método de pulverização.

Vale ressaltar que, apesar de as imagens de MEV da superfície dos meios filtrantes com nanofibras curtas fornecerem informações valiosas, elas não permitem uma análise aprofundada sobre como a solução se distribuiu dentro dos substratos. Para complementar a discussão foram levantadas as microscopias eletrônicas de varredura das áreas transversais, obtidas após um

corde com bisturi, disponíveis nas Figuras 62 (para o método de filtração à vácuo) e 63 (para o método de pulverização).

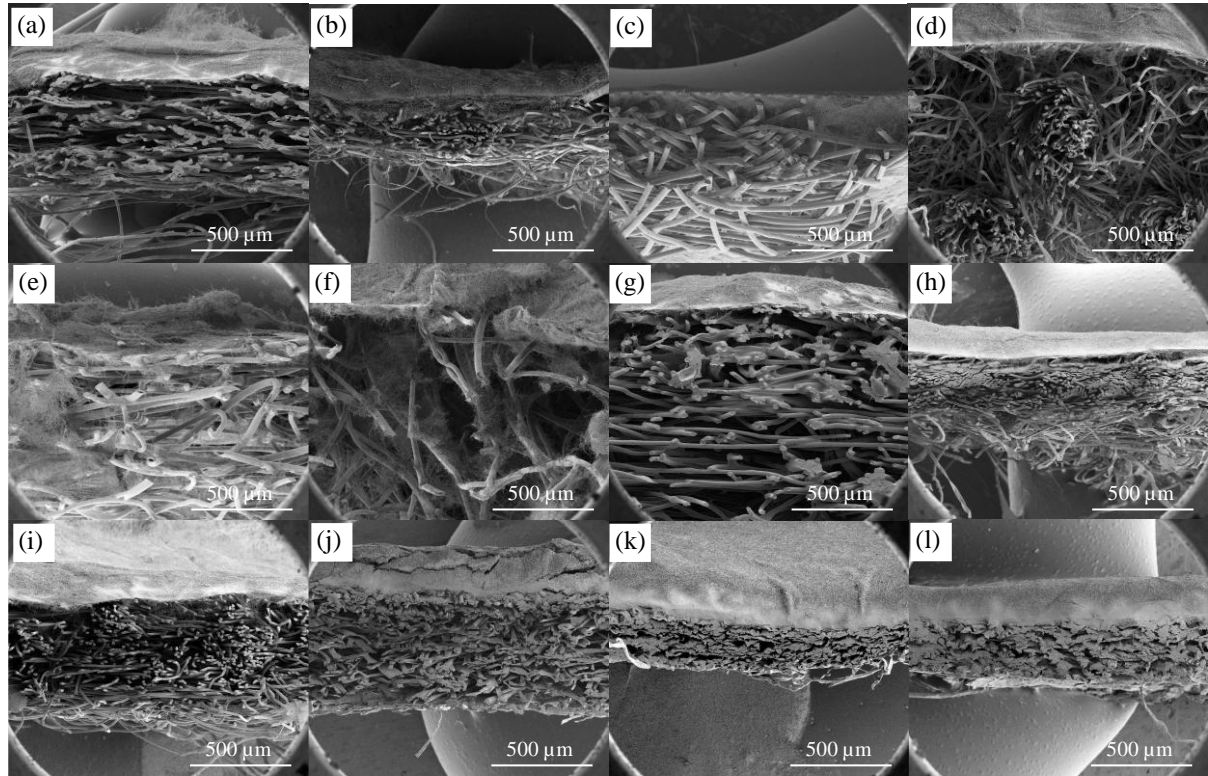
Figura 61. Microscopia eletrônica de varredura nas magnificações de 200x e 1200x para os substratos com nanofibras depositadas pelo método de pulverização onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR.



Fonte: Autor.

As imagens das áreas transversais indicam que a deposição a vácuo (Figura 62) resultou em uma camada de nanofibras mais organizada e compacta, com menor porosidade e uma interface bem definida entre as nanofibras e o substrato de microfibras. Esse método gerou uma barreira superficial eficiente para a captura de partículas, mas com menor penetração das nanofibras no substrato e menor permeabilidade ao ar, o que pode aumentar a resistência a passagem de ar e impactar a eficiência global do filtro. Já a deposição por pulverização (Figura 63) promoveu uma estrutura mais porosa e menos compacta, com as nanofibras distribuídas de forma mais aleatória e interligada. Esse método permitiu uma maior penetração das nanofibras no interior do substrato de microfibras, aumentando a interação entre as camadas e favorecendo a retenção de partículas ao longo de toda a espessura do material.

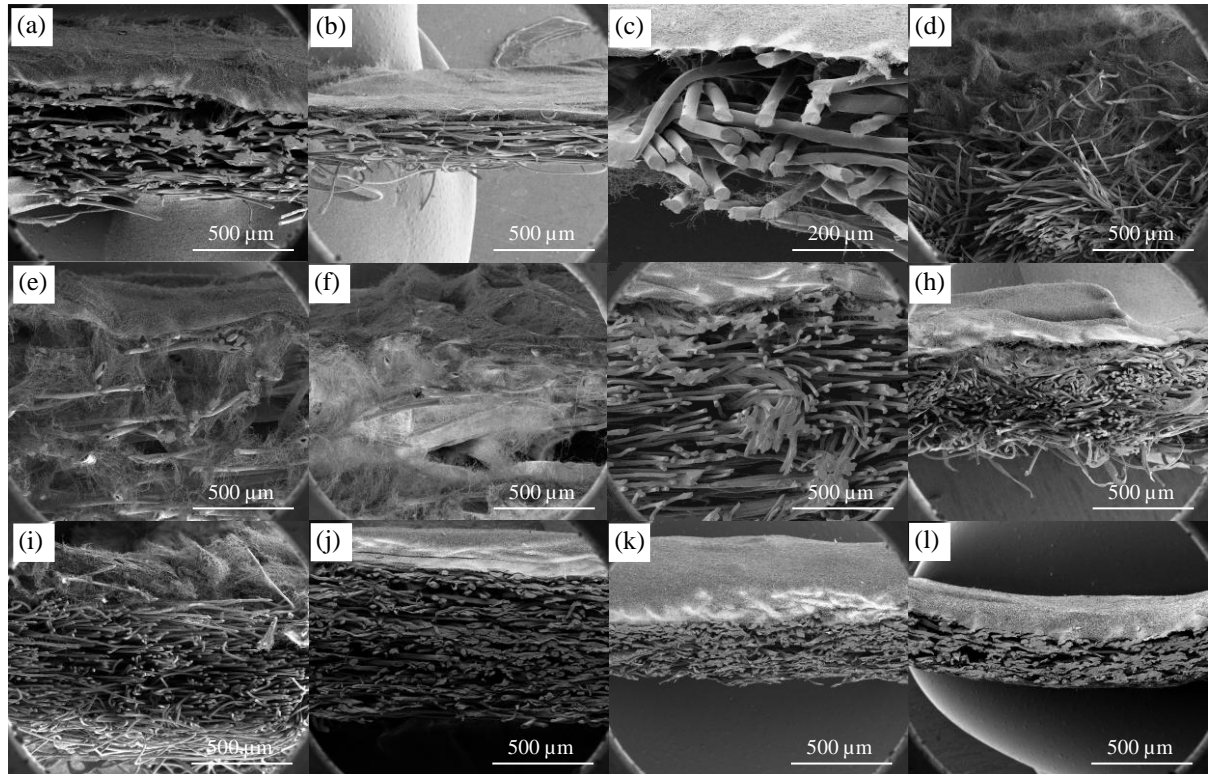
Figura 62. Microscopia eletrônica de varredura das áreas transversais dos substratos com nanofibras depositadas pelo método de filtração à vácuo onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR.



Fonte: Autor.

É interessante mencionar que a deposição das nanofibras por ambos os métodos na flanela (Figura 62(b) e Figura 63(b)) proporcionou uma estrutura altamente compactada, com camadas bem definidas de nanofibras. Essa alta compactação reduziu significativamente a porosidade da membrana e, embora essa estrutura possa ser eficaz para barreiras superficiais seletivas, sua menor porosidade pode limitar a retenção de partículas ao longo da espessura do filtro. Em contrapartida, utilizando ambos os métodos nos substratos NWF 75 (Figura 62(e) e Figura 63(e)) e FS-15P Agulhado (Figura 62(f) e Figura 63(f)), observa-se uma interação mais profunda entre as nanofibras e a matriz porosa da espuma, promovendo uma maior penetração das fibras na estrutura tridimensional. Esse comportamento é especialmente evidente na deposição por pulverização, onde as nanofibras se distribuem de maneira mais heterogênea e penetram mais profundamente nos poros da espuma. Essa penetração contribui para uma estrutura mais aberta e interconectada, o que pode favorecer a permeabilidade ao ar e a eficiência da coleta de partículas.

Figura 63. Microscopia eletrônica de varredura das áreas transversais dos substratos com nanofibras depositadas pelo método de pulverização onde: (a) filtro de ar condicionado; (b) flanela; (c) TNT; (d) 100% algodão; (e) NWF 75; (f) FS-15P Agulhado; (g) filtro com carvão; (h) STYLE 9961; (i) STYLE 8007; (j) PFI 42-446W; (k) PFI 25-11; (l) JX135NANO+FR.



Fonte: Autor.

Os substratos virgens e com nanofibras foram submetidos a testes de queda de pressão, permeabilidade e eficiência de coleta de partículas (Tabela 21). Pode-se observar que houve um grande aumento da queda de pressão e conseqüentemente, diminuição da permeabilidade, com a adição da camada de nanofibras curtas em ambos os métodos, causado pelo acréscimo de uma barreira da passagem de ar. Os valores foram menores ao se utilizar o método de pulverização do que o método a vácuo. Isso pode ter ocorrido devido ao fato de a filtração à vácuo formar uma membrana maior na superfície da fibra enquanto o método de pulverização, em que se dividiu a suspensão em três para aplicação, permitiu que a solução e fibras penetrassem mais no interior do substrato. Além disso, a pulverização não proporcionou uma deposição tão uniforme quanto ao método a vácuo, aumentando a permeabilidade.

Tabela 21. Valores de queda de pressão, permeabilidade ao ar e eficiência global de coleta de nano e micropartículas para os meios filtrantes utilizando solução de nanofibras com diferentes dispersantes

Substrato	Método	ΔP^* (Pa)	Espessura L (mm)	$\Delta P^*/L$ (Pa/mm)	Permeabilidade ($\times 10^{-11} m^2$)	Eficiência de coleta de nanopartículas (%)	Eficiência de coleta de micropartículas (%)	
1	Filtro de ar condicionado	Virgem	3,4 ± 0,1	0,780 ± 0,001	4,4 ± 0,1	20,57 ± 2,01	13,73 ± 2,46	75,69 ± 3,47
		Filtração à vácuo	536,6 ± 0,7	0,791 ± 0,002	678,4 ± 0,9	0,14 ± 0,01	97,91 ± 0,51	99,95 ± 0,03
		Pulverização	414,3 ± 0,5	0,789 ± 0,001	525,1 ± 0,6	0,18 ± 0,03	99,67 ± 0,03	99,97 ± 0,02
2	Flanela	Virgem	1,1 ± 0,2	0,212 ± 0,001	5,2 ± 0,9	18,4 ± 1,75	5,78 ± 1,27	76,67 ± 1,41
		Filtração à vácuo	440,1 ± 0,5	0,224 ± 0,001	1964,7 ± 2,4	0,048 ± 0,005	91,47 ± 0,96	93,33 ± 0,03
		Pulverização	356,1 ± 0,5	0,223 ± 0,002	1596,9 ± 2,4	0,058 ± 0,005	99,51 ± 0,22	99,95 ± 0,06
3	TNT	Virgem	0,8 ± 0,1	0,325 ± 0,001	2,5 ± 0,3	37,90 ± 1,36	9,14 ± 2,81	83,59 ± 3,07
		Filtração à vácuo	561,7 ± 1,0	0,334 ± 0,001	1681,7 ± 3,1	0,06 ± 0,02	99,21 ± 0,13	99,96 ± 0,01
		Pulverização	358,6 ± 0,8	0,334 ± 0,001	1073,7 ± 2,5	0,09 ± 0,02	99,65 ± 0,05	99,98 ± 0,01
4	100% algodão	Virgem	1,9 ± 0,1	0,691 ± 0,002	2,7 ± 0,1	33,88 ± 2,25	30,35 ± 3,55	81,17 ± 5,13
		Filtração à vácuo	523,6 ± 0,9	0,701 ± 0,001	746,9 ± 1,3	0,13 ± 0,02	98,59 ± 0,87	99,52 ± 0,78
		Pulverização	347,2 ± 0,8	0,699 ± 0,002	596,7 ± 1,2	0,19 ± 0,02	99,73 ± 0,08	98,72 ± 1,58
5	NWF 75	Virgem	0,4 ± 0,1	0,713 ± 0,003	0,6 ± 0,1	137,68 ± 3,25	6,81 ± 1,33	71,39 ± 2,59
		Filtração à vácuo	266,7 ± 0,6	0,724 ± 0,002	368,4 ± 0,8	0,25 ± 0,09	93,31 ± 0,55	97,23 ± 0,95
		Pulverização	263,9 ± 0,4	0,722 ± 0,001	365,5 ± 0,6	0,26 ± 0,08	99,36 ± 0,41	99,41 ± 0,09
6	FS-15P Agulhado	Virgem	1,4 ± 0,1	3,135 ± 0,003	0,4 ± 0,3	189,82 ± 1,22	23,01 ± 3,23	47,80 ± 9,44
		Filtração à vácuo	209,5 ± 0,6	3,195 ± 0,004	66,8 ± 0,2	1,32 ± 0,12	75,36 ± 3,36	93,79 ± 2,60
		Pulverização	41,3 ± 0,2	3,175 ± 0,003	13,22 ± 0,06	3,57 ± 0,45	96,99 ± 0,14	98,47 ± 1,10
7	Filtro com carvão	Virgem	2,3 ± 0,2	1,735 ± 0,002	1,3 ± 0,1	69,24 ± 2,17	53,98 ± 3,14	81,25 ± 5,67
		Filtração à vácuo	791,6 ± 1,1	1,746 ± 0,001	456,25 ± 0,6	0,23 ± 0,06	87,64 ± 2,93	99,41 ± 0,23
		Pulverização	544,1 ± 0,9	1,744 ± 0,001	313,6 ± 0,9	0,31 ± 0,04	99,75 ± 0,12	99,79 ± 0,09
8	STYLE 9961	Virgem	15,0 ± 0,3	0,485 ± 0,001	30,9 ± 0,6	3,15 ± 0,75	13,86 ± 3,58	97,82 ± 2,33
		Filtração à vácuo	628,1 ± 0,9	0,491 ± 0,003	1279,2 ± 1,8	0,07 ± 0,01	98,20 ± 0,96	99,54 ± 0,14
		Pulverização	357,2 ± 0,7	0,489 ± 0,001	730,5 ± 1,5	0,13 ± 0,03	99,39 ± 0,03	99,95 ± 0,03
9	STYLE 8007	Virgem	8,7 ± 0,2	0,529 ± 0,002	16,4 ± 0,4	6,05 ± 0,96	8,14 ± 2,86	92,62 ± 1,56
		Filtração à vácuo	397,1 ± 0,4	0,541 ± 0,001	734,0 ± 0,7	0,13 ± 0,04	92,24 ± 0,95	98,97 ± 0,70
		Pulverização	304,6 ± 0,5	0,539 ± 0,001	565,1 ± 0,9	0,17 ± 0,03	99,11 ± 0,49	99,49 ± 0,24
10	PFI 42-446W	Virgem	18,7 ± 0,4	0,940 ± 0,001	19,9 ± 0,4	4,74 ± 0,51	32,13 ± 2,11	97,51 ± 1,12
		Filtração à vácuo	708,5 ± 0,8	0,951 ± 0,002	745,0 ± 0,9	0,12 ± 0,05	98,34 ± 0,72	99,98 ± 0,02
		Pulverização	517,9 ± 0,4	0,950 ± 0,002	545,2 ± 0,4	0,17 ± 0,03	99,70 ± 0,14	99,99 ± 0,01
11	PFI 25-11	Virgem	36,1 ± 0,4	0,775 ± 0,001	46,6 ± 0,5	2,13 ± 0,36	8,00 ± 3,12	99,33 ± 0,34
		Filtração à vácuo	478,4 ± 0,7	0,786 ± 0,001	608,7 ± 0,9	0,16 ± 0,02	96,06 ± 0,36	99,89 ± 0,12
		Pulverização	454,9 ± 0,7	0,785 ± 0,001	579,5 ± 0,9	0,17 ± 0,02	99,31 ± 0,49	99,95 ± 0,05
12	JX135NANO+FR	Virgem	41,1 ± 0,4	0,672 ± 0,001	61,2 ± 0,6	1,56 ± 0,52	27,37 ± 1,15	99,98 ± 0,02
		Filtração à vácuo	516,2 ± 0,6	0,680 ± 0,002	759,1 ± 0,9	0,13 ± 0,04	95,43 ± 1,30	99,98 ± 0,01
		Pulverização	513,7 ± 0,6	0,678 ± 0,001	757,7 ± 0,9	0,14 ± 0,03	98,21 ± 0,13	99,99 ± 0,01
13	JX185-B-PTFE (Classe H13)	Virgem	424,6 ± 0,8	0,425 ± 0,002	999,1 ± 1,9	0,13 ± 0,05	97,87 ± 0,15	99,38 ± 0,12
		Filtração à vácuo	769,1 ± 1,1	0,431 ± 0,001	1784,5 ± 2,6	0,05 ± 0,01	98,57 ± 0,22	99,71 ± 0,15
		Pulverização	573,4 ± 0,5	0,430 ± 0,001	1333,5 ± 1,2	0,09 ± 0,01	99,66 ± 0,12	99,97 ± 0,02

*Queda de pressão na vazão de 1,5 L/min.

Os menores valores de permeabilidade foram observados nos substratos com menor espessura, como a flanela e TNT. Por mais que tenham uma queda de pressão semelhante aos outros materiais, a permeabilidade leva em consideração a espessura no cálculo, o que acarretou nesses baixos valores. Além disso, especialmente a flanela apresentou uma estrutura muito mais compacta após a deposição das nanofibras, como evidenciado anteriormente. Todos os outros meios filtrantes apresentaram quedas de pressão e permeabilidade semelhantes a trabalhos na literatura que procuram desenvolver filtros de alta eficiência (BONFIM *et al.*, 2021b; HUANG *et al.*, 2021; MATA *et al.*, 2023; SABIROVA *et al.*, 2021; YILDIZ; BRADFORD, 2013). Um destaque maior é na espuma FS-15P Agulhado que apresentou menor queda de pressão e maior permeabilidade, principalmente ao se aplicar o método de pulverização. Esse substrato possuía uma grande espessura, que permitiu uma alta penetração das soluções de nanofibras curtas, fato que pode ser observado na Figura 62(f) e Figura 63(f).

Na sua maioria, os valores de queda de pressão e permeabilidade ficaram próximos do filtro absoluto da classe H13 (JX185-B-PTFE). Uma forma mais intuitiva de avaliar isso é pela queda de pressão dividida pela espessura ($\Delta P/L$), como dada na Tabela 21. Os valores desse parâmetro tenderam a ficar geralmente entre 1,3 e 1,7 vezes menores do que para o filtro da classe H13. Para o filtro com carvão os valores foram 2,2 e 3,2 vezes menores para os métodos a vácuo e por pulverização, respectivamente. As espumas apresentaram valores bem abaixo em relação ao filtro da classe H13 e tenderam a serem menores quanto maior a espessura, por exemplo, os valores para a espuma de FS-16P Agulhado foram 75,6 vezes menores ao se empregar o método de pulverização. Dessa forma, os métodos empregados e as condições utilizadas têm potencial para transformarem diversos materiais em filtros de alta eficiência comerciais, sem grandes necessidades de alterar os processos consolidados e sem aumento no gasto de energia para manter o fluxo dos aerossóis.

Avaliando as eficiências obtidas na coleta de nanopartículas, verifica-se que nenhum substrato virgem apresentou altos valores desse parâmetro. Os maiores foram obtidos com o filtro com carvão e o filtro com uma camada de nanofibras (JX135NANO+FR). A inclusão das nanofibras curtas aumentou muito a eficiência de coleta de nanopartículas, sendo que o método de aplicação da solução por pulverização se mostrou com maior potencial para coleta. Como explicado anteriormente, esse método permitiu uma maior penetração das nanofibras curtas no seu interior, contribuindo para uma estrutura mais aberta e interconectada, o que favorece a permeabilidade ao ar e a eficiência da coleta de partículas. Pelo método a vácuo, eficiências ficaram até 30% menores para coleta de nanopartículas e até 6% menor para coleta de micropartículas. Por outro lado, pelo método de pulverização as eficiências tanto para micro

quanto para nano tenderam a serem iguais ou até 2% maiores que do filtro HEPA da classe H13.

Verificou-se que os substratos virgens apresentam altas eficiências na coleta de micropartículas. Mesmo os materiais que usualmente não são utilizados para esse fim como a flanela, TNT, 100% algodão e as espumas NWF 75 e FS-15P agulhado, apresentaram eficiências razoáveis variando entre 45 e 85%. Um adendo deve ser feito no filtro de ar condicionado comercial, já que a marca utilizada apresentou baixa eficiência de coleta para nano e apenas cerca de 75% para micropartículas.

Com a adição das camadas de nanofibras curtas, as eficiências tenderam a valores acima de 98%, exceto a flanela com nanofibras depositadas por filtração à vácuo que tendeu a valores em torno de 93%. Com o aumento da coleta de nanopartículas também se espera que ocorra aumento na coleta de micropartículas, já que elas são muito maiores e com maior chance de serem interceptadas pelas fibras (CORNIER; PURSCHE, 2023; HINDS, 1999). Para as espumas NWF 75 e FS-15P Agulhado, o método de filtração a vácuo apresentou melhores eficiências do que o método de pulverização, provavelmente pela maior penetração das nanofibras e o fato da maior parte de coleta de micropartículas ocorrer por filtração superficial, a partir da formação da torta (CORNIER; PURSCHE, 2023; HINDS, 1999; PRZEKOP; GRADÓN, 2008). De toda forma, a variação não foi grande o suficiente para descartar o método de pulverização com esses substratos.

Ao se comparar as eficiências de todos os substratos com o filtro absoluto da classe H13, verifica-se que a grande maioria apresentou valores próximos e até melhores que o substrato. Isso indica que os meios filtrantes obtidos por esses métodos têm potencial para serem aplicados como filtros absolutos. Além disso, esses métodos, principalmente o por pulverização, permite que qualquer pessoa aplique as soluções e melhore as eficiências dos materiais. Também pode-se aplicar menores quantidades da solução de nanofibras curtas para se obter quedas de pressões menores e verificar a coleta de partículas na faixa requerida para determinada aplicação.

Foram levantadas as curvas de eficiência fracionaria para verificar o comportamento da eficiência em cada diâmetro avaliado na coleta (faixa nanométrica na Figura 64 e faixa micrométrica Figura 65). Na coleta de nanopartículas, verificou-se três comportamentos semelhantes para os substratos virgens. O filtro de ar condicionado, flanela e as espumas NWF 75 e FS-15P Agulhado inicialmente não apresentaram eficiência de coleta para partículas com posterior aumento para partícula maiores, quando começaram a sofrer influência pelo mecanismo de interceptação (CORNIER; PURSCHE, 2023; HINDS, 1999).

Figura 64. Eficiência fracionária de nanopartículas utilizando diferentes substratos.

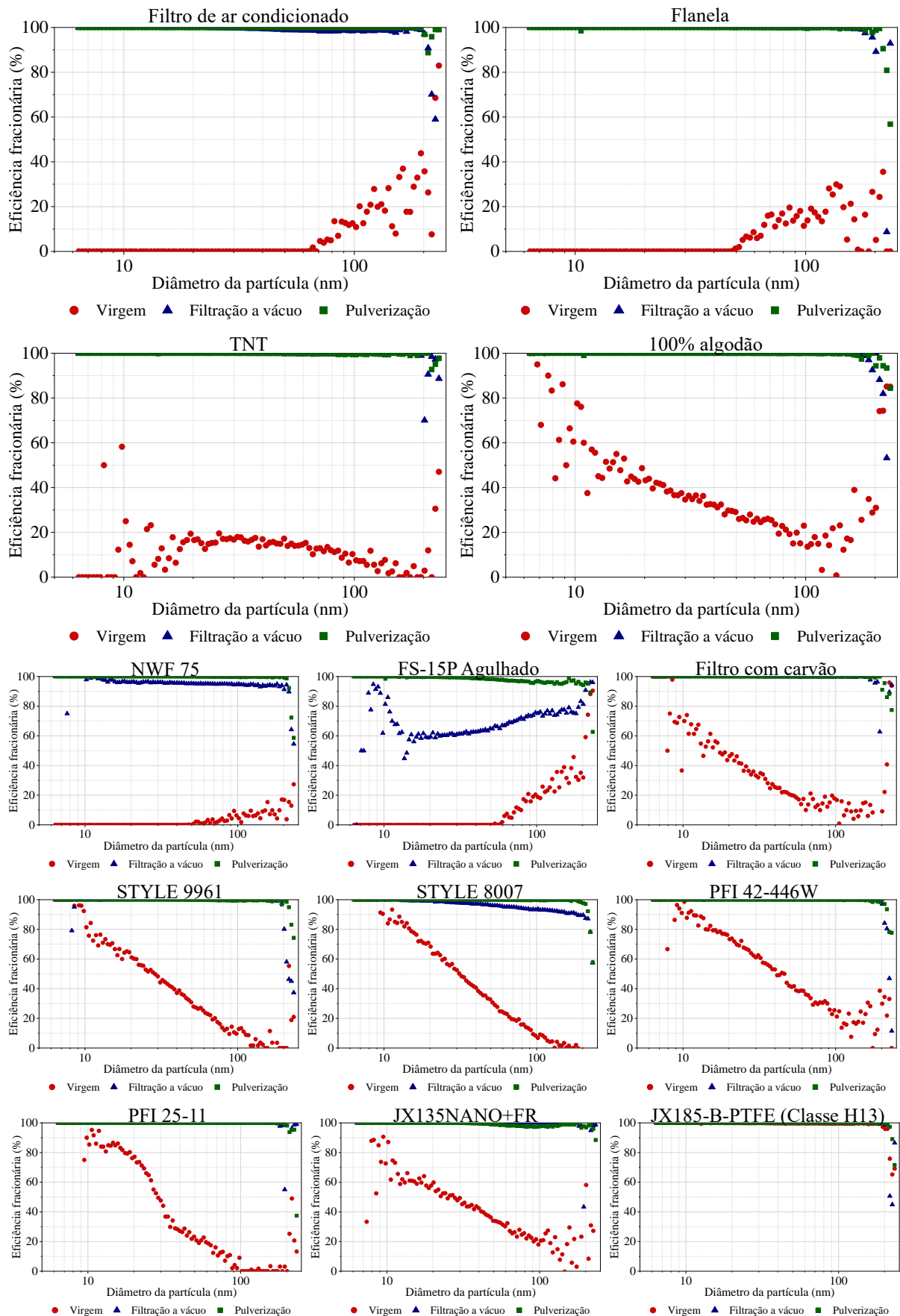
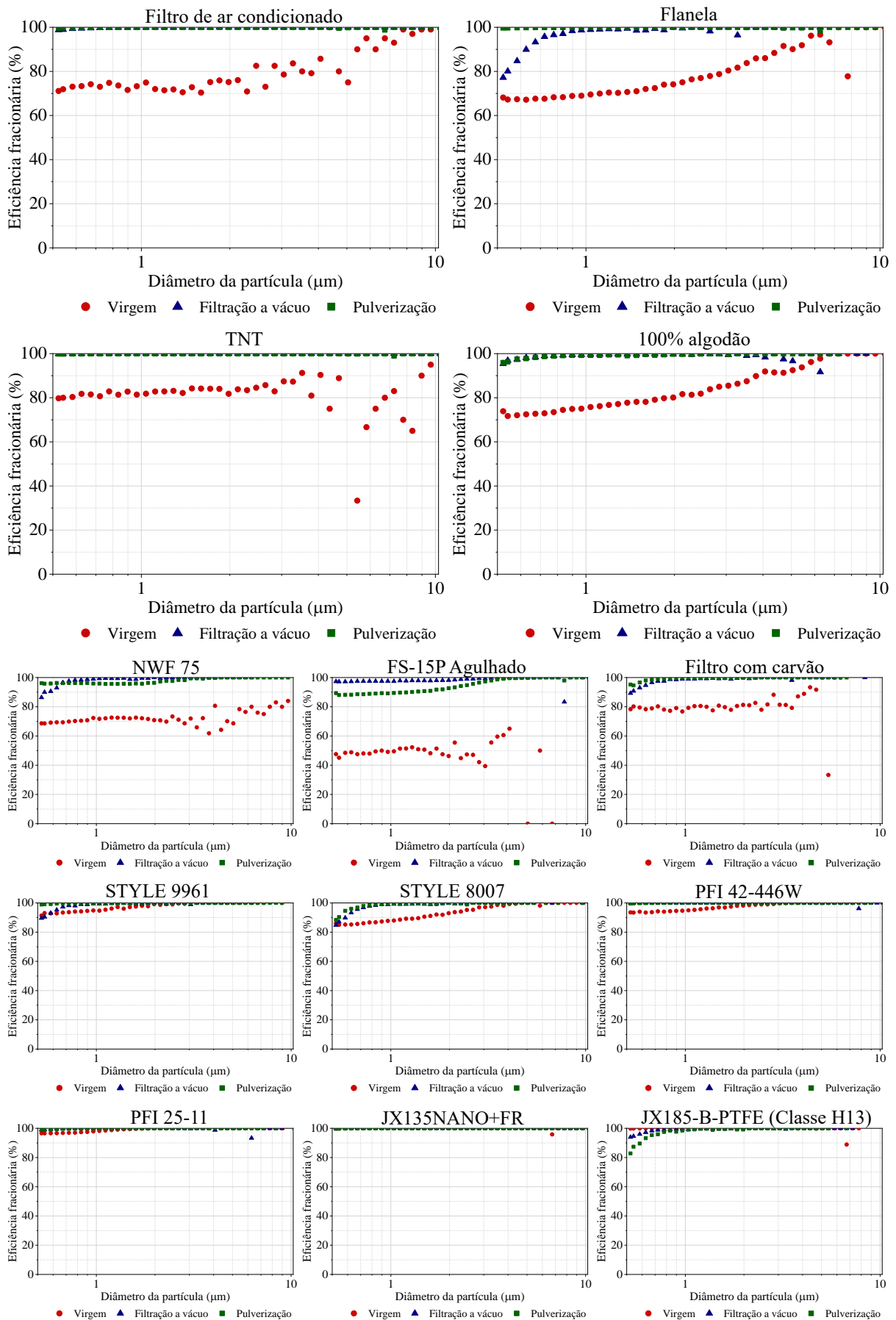


Figura 65. Eficiência fracionária de micropartículas utilizando diferentes substratos.



Fonte: Autor.

O TNT apresentou um máximo de eficiência em torno de 30 nm. Em partículas menores ele provavelmente apresentou o fenômeno de rebote térmico, justificando a queda na eficiência (GIVEHCHI; TAN, 2014; MOURET *et al.*, 2011; WANG; OTANI, 2013). Para partículas maiores, começou a ocorrer a competição entre os mecanismos difusional e interceptação que levou a diminuição na eficiência para partículas acima de 100 nm. Os outros substratos (100% algodão, filtro com carvão, STYLE 9961, STYLE 8007, PFI 42-446W, PFI 25-11, e JX135NANO+FR) apresentaram um típico comportamento de queda na eficiência devido a competição dos mecanismos de campo e difusão, sem presença de rebote térmico (BAI *et al.*, 2021; HINDS, 1999; ZHANG *et al.*, 2019b).

É comum os meios filtrantes com microfibras não apresentarem altas eficiências de coleta para nanopartículas e isso pode ser observado em vários trabalhos na literatura (ANDRADE; SARTIM; AGUIAR, 2022; BORTOLASSI; GUERRA; AGUIAR, 2017; FAN *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2020a; ZHANG *et al.*, 2016d). Isso ocorre porque as fibras muito grandes e seu entrelaçamento acabam proporcionando uma estrutura com maior número de vazios, dificultando que as nanopartículas (muito pequenas) cheguem a serem coletadas e por serem muito grandes a ponto da velocidade do ar ser considerada zero na sua superfície e não ter o fenômeno de fluxo deslizante (ZHAO *et al.*, 2016), além de não apresentarem o fenômeno de fluxo deslizante (CORNIER; PURSCHE, 2023; ZHAO *et al.*, 2016).

Com a adição das nanofibras curtas, por ambos os métodos, verificou-se que a eficiência tendeu a ficar acima de 98% para os diâmetros até 100 nm, com queda a partir desse valor. A presença de nanofibras auxilia na coleta de nanopartículas por estar na mesma ordem de grandeza, como explicado anteriormente. Um comportamento diferente ocorreu para o substrato FS-15P Agulhado com nanofibras depositadas por filtração à vácuo, provavelmente devido à grande espessura desse substrato e a baixa penetração das nanofibras curtas. Na coleta de micropartículas (Figura 65), os substratos apresentaram alta eficiência para todos os diâmetros avaliados ao se utilizar os modelos STYLE 9961, STYLE 8007, PFI 42-446W, PFI 22-11 e JX135NANO+FR. Esses materiais já era meios filtrantes comumente utilizados para esse fim. O filtro de ar condicionado e o filtro com carvão apresentaram eficiência baixa, comparável com materiais como flanela, TNT e 100% algodão, que não são empregados usualmente para esse fim. A aplicação de nanofibras aumentou muito a eficiência de coleta de micropartículas nos diâmetros avaliados, devido a presença de nanofibras incluir uma barreira com maior potencial de remoção de partículas grandes (CORNIER; PURSCHE, 2023; WANG; OTANI, 2013).

O comportamento das curvas foi similar com uma região constante com posterior

tendência de aumento da eficiência para diâmetros de partículas acima de 1 μm . Isso demonstra que as partículas não puderam ser coletadas suficientemente por impactação devido ao tamanho e empacotamento das fibras. A medida que o diâmetro foi aumentando também se aumentou a probabilidade de colisão com as partículas e a inercia da partícula, facilitando a coleta (CORNIER; PURSCHE, 2023; HINDS, 1999). Os filtros mais eficientes foram os especialmente desenvolvidos para a coleta de partículas, com características adequadas para favorecer os mecanismos de interceptação e conseqüentemente, maiores as eficiências.

Em comparação com o filtro absoluto da classe H13, todos os substratos com nanofibras apresentaram eficiências semelhantes e, em alguns casos, até melhores. Isso demonstra o potencial que a técnica sugerida nesse trabalho, com introdução de nanofibras em diferentes materiais a partir de soluções de nanofibras curtas, para aprimorar a eficiência de coleta de partículas. O método de pulverização apresentou resultados melhores do que o método de filtração à vácuo. Com isso, seria possível facilitar a aplicação de nanofibras por qualquer operador comum, sem necessidade que se eletrofie em cima desses materiais, abrindo portas para a maior utilização de nanofibras de forma comercial.

6. CONCLUSÕES

O processo de reciclagem empregado forneceu um material duro e granulado, com elevada pureza e alta densidade. Foi possível produzir fibras com esse material e elas apresentaram diferentes morfologias a depender dos parâmetros empregados. A condição ótima de eficiência de coleta foi de concentração de 14,09%, porcentagem de DL-limoneno de 50%, voltagem de 25 kV, e vazão de 1,2 mL/h fornecendo valores de $99,97 \pm 0,01\%$, $(0,0266 \pm 0,005) \times 10^{-11} \text{ m}^2$ e $0,19 \text{ Pa}^{-1}$ para a eficiência, permeabilidade e fator de qualidade, respectivamente. Nessa condição o diâmetro das fibras foi de $708 \pm 176 \text{ nm}$. Todos os quatro parâmetros foram estatisticamente influentes na eficiência de coleta e diâmetro das fibras, mas apenas a concentração e vazão foi estatisticamente influente na permeabilidade. Isso foi associado a esses parâmetros alterarem a gramatura dos meios filtrantes. O efeito do DL-limoneno na redução do diâmetro da fibra pode ser atribuído às reduções da viscosidade, constante dielétrica e taxa de evaporação da solução polimérica. Sua adição também alterou a morfologia das fibras, possibilitando a produção de fibras porosas por meio de uma concentração de polímero de 20% e uma porcentagem de DL-limoneno de 40%. Todos esses testes empregaram um tempo de fiação de apenas 5 minutos, podendo ser considerados

ultrarrápidos para produção de filtros para coletas de nanopartículas com elevada eficiência e baixa queda de pressão.

Foi possível melhorar a resistência mecânica dos meios filtrantes pela adição de PET, permitindo o uso sem a necessidade de um suporte metálico. Por mais que a retirada do suporte diminua a eficiência pela remoção do mecanismo eletrostático, a introdução de fibras de PET aumenta a barreira e permitiu obter altas eficiências ao se empregar 10 min de fiação na camada triplica e vazões de 1,2 mL/h para os métodos com duas agulhas. O uso de agulhas dispostas em lados opostos melhorou a uniformidade da fibra, reduzindo a formação de *beads* e imperfeições. Embora valores mais altos de tensão máxima tenham sido obtidos com o arranjo do mesmo lado, o arranjo do lado oposto resultou em valores de deformação máxima mais altos e melhor empacotamento de fibras, o que reduziu a permeabilidade ao ar e aumentou a eficiência da coleta. Tempos de eletrofiação estendidos podem aumentar ainda mais a eficiência, mas também elevar a queda de pressão. No entanto, pode-se alinhar isso com as compensações observadas em filtros de alta eficiência como o HEPA, onde a queda de pressão elevada é justificada para aplicações críticas que exigem desempenho superior. A combinação de fibras PS e PET fornece uma forma versátil para o desenvolvimento de meios filtrantes sustentáveis e de alto desempenho, adaptáveis a várias necessidades de filtração.

Foi possível produzir nanofibras curtas pela técnica de trituração. Por mais que a suspensão com álcool etílico tenha proporcionado uma superfície mais regular, a suspensão com álcool isopropílico permitiu obter melhores eficiências de coleta tanto de micro como de nanopartículas. A comparação entre os métodos confirma que a deposição por pulverização promove uma estrutura mais porosa e com maior penetração das nanofibras nos substratos, especialmente nas espumas, resultando em uma menor resistência ao fluxo de ar e uma maior eficiência na captura de partículas. Em contrapartida, a deposição a vácuo tende a gerar camadas mais compactas e menos permeáveis, o que pode limitar sua aplicação em sistemas que demandam alta permeabilidade ao ar. Dessa forma, para filtros voltados à coleta de nano e micropartículas com maior eficiência e menor resistência ao fluxo, a deposição por pulverização se apresenta como uma abordagem mais vantajosa. É importante salientar que, por ambos os métodos, foi possível obter eficiências, permeabilidades e quedas de pressão semelhantes a um filtro HEPA da classe H13.

A capacidade de adaptar a morfologia e o diâmetro da fibra destaca o potencial de otimização adicional para adaptar as membranas para aplicações específicas, como coleta aprimorada de partículas no ar ou mesmo a adsorção de gases. Pesquisas futuras devem se concentrar na avaliação sistemática da área superficial da fibra e distribuição de poros, para

entender melhor seus efeitos no desempenho da filtração. Avaliação das interações entre as nanofibras curtas e os substratos também é interessante como trabalhos futuros, permitindo otimizar a escolha dos substratos para o fim requerido. De toda forma, este trabalho estabelece uma base para o desenvolvimento de membranas eletrofiadas avançadas com uma ampla gama de aplicações potenciais. Ao abordar as questões descritas acima e explorar as perspectivas sugeridas, o uso dessas membranas pode fazer contribuições valiosas para resolver os desafios ambientais, industriais e sociais.

7. SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, diversas oportunidades de investigação podem ser exploradas em estudos futuros, visando ampliar o entendimento e as aplicações dos meios filtrantes desenvolvidos. Uma possibilidade promissora é a avaliação de outros terpenos além do DL-limoneno como solventes alternativos ou complementares, com o objetivo de entender seus efeitos na morfologia das fibras e na eficiência de filtração.

Outro aspecto relevante é a investigação do tempo de descarga das fibras, uma vez que os meios filtrantes produzidos possuem carga superficial, o que pode impactar diretamente sua eficiência ao longo do tempo. Nesse sentido, estudos envolvendo filtros híbridos, compostos por um precipitador eletrostático seguido do meio filtrante com fibras carregadas, podem potencializar a remoção de partículas e aumentar a vida útil do sistema. Além disso, pesquisas futuras devem se concentrar na avaliação sistemática da área superficial das fibras e da distribuição de poros, buscando compreender com maior profundidade os mecanismos que regem o desempenho na filtração.

Também é recomendada uma investigação mais aprofundada dos filtros contendo fibras de PS e PET, com o intuito de otimizar suas propriedades mecânicas e de filtração. A utilização de outros polímeros, em combinação com o PS, utilizando os arranjos de agulhas dispostas do mesmo lado ou em lados opostos do coletor rotativo, pode ampliar as possibilidades de produção de filtros híbridos com desempenho superior.

Em relação ao desenvolvimento de suspensões de nanofibras curtas, é necessário aprofundar a avaliação da estabilidade dessas suspensões, não apenas de forma visual, mas por meio de métodos quantitativos, como análise de sedimentação, viscosidade e potencial zeta. Outro ponto essencial é compreender as interações entre as nanofibras e os substratos sobre os quais são depositadas, avaliando como essas interações afetam a penetração, aderência e

distribuição das fibras na superfície. Por fim, sugere-se a realização de testes com outros tipos de partículas, além das nanopartículas de NaCl e micropartículas de cal hidratada utilizadas neste estudo, para verificar o desempenho dos filtros em cenários mais variados e realistas, ampliando o espectro de aplicação dos materiais desenvolvidos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, J. A.; SAID, I. A.; MOHAMED, M. A.; YASIN, S. A.; ALI, Z. A.; AHMED, I. H. Electrospinning of polyethylene terephthalate (PET) nanofibers: optimization study using taguchi design of experiment. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 454, p. 012130, 12 dez. 2018. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/454/1/012130>>.

ABDAL-HA, A.; HAMLET, S.; IVANOVSKI, S. Fabrication of a thick three-dimensional scaffold with an open cellular-like structure using airbrushing and thermal cross-linking of molded short nanofibers. **Biofabrication**, v. 11, n. 1, p. 015006, 1 nov. 2018. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1758-5090/aae421>>.

ABDEL-MAGEED, H. M.; FOUAD, S. A.; TEAIMA, M. H.; ABDEL-ATY, A. M.; FAHMY, A. S.; SHAKER, D. S.; MOHAMED, S. A. Optimization of nano spray drying parameters for production of α -amylase nanopowder for biotherapeutic applications using factorial design. **Drying Technology**, v. 37, n. 16, p. 2152–2160, 10 dez. 2019. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/07373937.2019.1565576>>.

ABDOLGHADER, P.; BROCHOT, C.; HAGHIGHAT, F.; BAHLOUL, A. Airborne nanoparticles filtration performance of fibrous media: A review. **Science and Technology for the Built Environment**, v. 24, n. 6, p. 648–672, 3 jul. 2018. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23744731.2018.1452454>>.

ABDULLAH, M. F.; ANDRIYANA, A.; MUHAMAD, F.; ANG, B. C. Effect of core-to-shell flowrate ratio on morphology, crystallinity, mechanical properties and wettability of poly(lactic acid) fibers prepared via modified coaxial electrospinning. **Polymer**, v. 237, p. 124378, dez. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386121010016>>.

ABUZADE, R. A.; ZADHOUSH, A.; GHAREHAGHAJI, A. A. Air permeability of electrospun polyacrylonitrile nanoweb. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 126, n. 1, p. 232–243, 5 out. 2012. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.36774>>.

ADELNIA, H.; RIAZI, H.; SAADAT, Y.; HOSSEINZADEH, S. Synthesis of monodisperse anionic submicron polystyrene particles by stabilizer-free dispersion polymerization in alcoholic media. **Colloid and Polymer Science**, v. 291, n. 7, p. 1741–1748, 29 jul. 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00396-013-2909-x>>.

ADENIYI, A. G.; ABDULKAREEM, S. A.; IGHALO, J. O.; OLADIPO-EMMANUEL, F. M.; ADEYANJU, C. A. Microstructural and mechanical properties of the plantain fiber/local clay filled hybrid polystyrene composites. **Mechanics of Advanced Materials and Structures**, v.

29, n. 28, p. 7104–7114, 16 dez. 2022a. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15376494.2021.1992692>>.

ADENIYI, A. G.; ABDULKAREEM, S. A.; IWUOZOR, K. O.; ABDULKAREEM, M. T.; ADEYANJU, C. A.; EMENIKE, E. C.; NDAGI, M.; AKANDE, O. J. Mechanical and microstructural properties of expanded polyethylene powder/mica filled hybrid polystyrene composites. **Mechanics of Advanced Materials and Structures**, p. 1–10, 8 abr. 2022b. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15376494.2022.2059822>>.

AISIDA, S. O.; AKPA, P. A.; AHMAD, I.; ZHAO, T.; MAAZA, M.; EZEMA, F. I. Bio-inspired encapsulation and functionalization of iron oxide nanoparticles for biomedical applications. **European Polymer Journal**, v. 122, p. 109371, jan. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0014305719320166>>.

AL-FURAJI, M.; ARENA, J. T.; REN, J.; BENES, N.; NIJMEIJER, A.; MCCUTCHEON, J. R. Triple-Layer Nanofiber Membranes for Treating High Salinity Brines Using Direct Contact Membrane Distillation. **Membranes**, v. 9, n. 5, p. 60, 6 maio 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2077-0375/9/5/60>>.

AL-QAHTANI, S. D.; AL-SENANI, G. M. Preparation of photoresponsive lanthanide aluminate-immobilized nanofibers from recycled bioplastic via solution blowing spinning for optical authentication labeling. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 451, p. 115525, jun. 2024. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1010603024000698>>.

AL-SALEM, S. M.; LETTIERI, P.; BAEYENS, J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. **Waste Management**, v. 29, n. 10, p. 2625–2643, out. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X09002190>>.

ALBUQUERQUE, T. L.; MARQUES JÚNIOR, J. E.; QUEIROZ, L. P.; RICARDO, A. D. S.; ROCHA, M. V. P. Polylactic acid production from biotechnological routes: A review. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 186, p. 933–951, set. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813021015117>>.

ALI, A.; PAN, M.; TILLY, T. B.; ZIA, M.; WU, C. Y. Performance of silver, zinc, and iron nanoparticles-doped cotton filters against airborne E. coli to minimize bioaerosol exposure. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 11, n. 10, p. 1233–1242, 15 dez. 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11869-018-0622-0>>.

ALMEIDA, D. S.; MARTINS, L. D.; MUNIZ, E. C.; RUDKE, A. P.; SQUIZZATO, R.; BEAL, A.; DE SOUZA, P. R.; BONFIM, D. P. F.; AGUIAR, M. L.; GIMENES, M. L. Biodegradable CA/CPB electrospun nanofibers for efficient retention of airborne nanoparticles. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 144, p. 177–185, dez. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582020316323>>.

AMANI, M.; SHARIF, M.; KASHKOOL, A.; RAHNAMA, N.; FAZLI, A. Effect of mixing conditions on the selective localization of graphite oxide and the properties of polyethylene/high-impact polystyrene/graphite oxide nanocomposite blends. **RSC Advances**, v. 5, n. 95, p. 77723–77733, 2015. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C5RA16975E>>.

AMINI, G.; SAMIEE, S.; GHAREHAGHAJI, A. A.; HAJIANI, F. Fabrication of Polyurethane and Nylon 66 Hybrid Electrospun Nanofiber Layer for Waterproof Clothing Applications.

Advances in Polymer Technology, v. 35, n. 4, p. 419–427, 5 dez. 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/adv.21568>>.

ANDRADE, B. K. S. A.; SARTIM, R.; AGUIAR, M. L. Precoating Effects in Fine Steelmaking Dust Filtration. **Atmosphere**, v. 13, n. 10, p. 1669, 13 out. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4433/13/10/1669>>.

ANDRADE, R. G. S. A.; GUERRA, V. G. Discharge electrode influence on electrostatic precipitation of nanoparticles. **Powder Technology**, v. 379, p. 417–427, 2021.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 27 jul. 2009. Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2008.0304>>.

ANGELOV, R. R.; GEORGIEVA, B. C.; KARASHANOVA, D. B. Films of recycled polyethylene terephthalate, obtained by electrospinning, for paper and textile impregnation. **Bulgarian Chemical Communications**, v. 48, n. G, p. 156–160, 2016.

ANITHA, S.; BRABU, B.; THIRUVADIGAL, D. J.; GOPALAKRISHNAN, C.; NATARAJAN, T. S. Optical, bactericidal and water repellent properties of electrospun nanocomposite membranes of cellulose acetate and ZnO. **Carbohydrate Polymers**, v. 87, n. 2, p. 1065–1072, 2012.

ANITHA, S.; THIRUVADIGAL, D. J.; NATARAJAN, T. S. A study on defect controlled morphology of Organic/Inorganic composite nanofibers with different heat flow rates. **Materials Letters**, v. 65, n. 2, p. 167–170, jan. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167577X1000830X>>.

ARAÚJO, F. de A.; PEREIRA JUNIOR, A. A. M.; WEBER, R. P. Production and Characterization of Blow-Spun Recycled Polycarbonate Nanofibers Using the Airbrush System. **Materials Research**, v. 26, n. suppl 1, 2023. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-14392023000200226&tlng=en>.

ARDKAPAN, S. R.; JOHNSON, M. S.; YAZDI, S.; AFSHARI, A.; BERGSØE, N. C. Filtration efficiency of an electrostatic fibrous filter: Studying filtration dependency on ultrafine particle exposure and composition. **Journal of Aerosol Science**, v. 72, p. 14–20, jun. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002185021400038X>>.

ARMSTRONG, M.; SIROUS, P.; SHAN, B.; WANG, R.; ZHONG, C.; LIU, J.; MU, B. Prolonged HKUST-1 functionality under extreme hydrothermal conditions by electrospinning polystyrene fibers as a new coating method. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 270, p. 34–39, nov. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1387181118302427>>.

ARUCHAMY, K.; MAHTO, A.; NATARAJ, S. K. Electrospun nanofibers, nanocomposites and characterization of art: Insight on establishing fibers as product. **Nano-Structures & Nano-Objects**, v. 16, p. 45–58, out. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352507X1830026X>>.

ASAI, H.; TANAKA, Y.; IRIE, S.; HISADA, K. Characteristic exothermic behavior and short-range ordering in aggregates of ultimately fine fibers made of monodisperse polystyrene.

Results in Materials, v. 19, p. 100418, set. 2023.

ASERI, A.; GARG, S. K.; NAYAK, A.; TRIVEDI, S. K.; AHSAN, J. Magnetic nanoparticles: magnetic nano-technology using biomedical applications and future prospects. **International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research**, v. 31, n. 2, p. 119–131, 2015.

ASZYK, J.; KUBICA, P.; NAMIEŚNIK, J.; KOT-WASIK, A.; WASIK, A. New approach for e-cigarette aerosol collection by an original automatic aerosol generator utilizing melt-blown non-woven fabric. **Analytica Chimica Acta**, v. 1038, p. 67–78, dez. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0003267018309528>>.

AUSSAWASATHIEN, D.; SAHASITHIWAT, S.; MENBANGPUNG, L.; TEERAWATTANANON, C. Poly(o-anisidine)–polystyrene composite fibers via electrospinning process: Surface morphology and chemical vapor sensing. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 151, n. 2, p. 341–350, jan. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925400510006507>>.

AVERETT, R. D.; REALFF, M. L.; JACOB, K. I. The effects of fatigue and residual strain on the mechanical behavior of poly(ethylene terephthalate) unreinforced and nanocomposite fibers. **Composites Part A: Applied Science and Manufacturing**, v. 40, n. 6–7, p. 709–723, jul. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359835X09000530>>.

AVOSSA, J.; PAOLESSE, R.; DI NATALE, C.; ZAMPETTI, E.; BERTONI, G.; DE CESARE, F.; SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; MACAGNANO, A. Electrospinning of Polystyrene/Polyhydroxybutyrate Nanofibers Doped with Porphyrin and Graphene for Chemiresistor Gas Sensors. **Nanomaterials**, v. 9, n. 2, p. 280, 17 fev. 2019. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2079-4991/9/2/280>>.

AYYAGARI, C.; BEDROV, D.; SMITH, G. D. Structure of Atactic Polystyrene: A Molecular Dynamics Simulation Study. **Macromolecules**, v. 33, n. 16, p. 6194–6199, 1 ago. 2000. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ma0003553>>.

BAGOTIA, N.; CHOUDHARY, V.; SHARMA, D. K. A review on the mechanical, electrical and EMI shielding properties of carbon nanotubes and graphene reinforced polycarbonate nanocomposites. **Polymers for Advanced Technologies**, v. 29, n. 6, p. 1547–1567, 22 jun. 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pat.4277>>.

BAI, H.; QIAN, X.; FAN, J.; SHI, Y.; DUO, Y.; GUO, C.; WANG, X. Theoretical Model of Single Fiber Efficiency and the Effect of Microstructure on Fibrous Filtration Performance: A Review. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 60, n. 1, p. 3–36, 2021.

BALAGNA, C.; PERERO, S.; BOSCO, F.; MOLLEA, C.; IRFAN, M.; FERRARIS, M. Antipathogen nanostructured coating for air filters. **Applied Surface Science**, v. 508, p. 145283, abr. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433220300398>>.

BALASHOV, V.; CHEPELEVA, E.; TSVELAYA, V.; SLOTVITSKY, M.; PAVLOVA, S.; PONOMARENKO, A.; DOKUCHAEVA, A.; VASILIEVA, M.; KRASILNIKOVA, A.; STRELNIKOV, A.; AGLADZE, K.; POKUSHALOV, E.; SERGEEVICHEV, D. Use of polylactic nanofibrous scaffolds as a substrate for cardiomyocytes cultivation. In: 2018, [...]. 2018. p. 020024.

BANNWARTH, M.; CRESPIY, D. Combining the best of two worlds: Nanoparticles and nanofibers. **Chemistry - An Asian Journal**, v. 9, n. 8, p. 2030–2035, 2014.

BAO, L.; SEKI, K.; NIINUMA, H.; OTANI, Y.; BALGIS, R.; OGI, T.; GRADON, L.; OKUYAMA, K. Verification of slip flow in nanofiber filter media through pressure drop measurement at low-pressure conditions. **Separation and Purification Technology**, v. 159, p. 100–107, fev. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586615304147>>.

BARRETO LUNA, C. B.; DA SILVA, D. F.; BASÍLIO, S. K. T.; ARAÚJO, E. M.; DA SILVA, A. L.; BEZERRA, A. F. C. Desenvolvimento de Blendas Poliméricas visando a Tenacificação dos Polímeros: Uma revisão. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 36, n. 1, p. 67, 19 maio 2015. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semexatas/article/view/19281>>.

BARTOLI, M.; ROSI, L.; FREDIANI, M.; UNDRI, A.; FREDIANI, P. Depolymerization of polystyrene at reduced pressure through a microwave assisted pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 113, p. 281–287, maio 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165237015000388>>.

BASELGA, M.; URANGA-MURILLO, I.; DE MIGUEL, D.; ARIAS, M.; SEBASTIÁN, V.; PARDO, J.; ARRUEBO, M. Silver Nanoparticles–Polyethyleneimine-Based Coatings with Antiviral Activity against SARS-CoV-2: A New Method to Functionalize Filtration Media. **Materials**, v. 15, n. 14, p. 4742, 6 jul. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1944/15/14/4742>>.

BEKRI-ABBES, I.; BAYOUDH, S.; BAKLOUTI, M. Converting waste polystyrene into adsorbent: Potential use in the removal of lead and cadmium ions from aqueous solution. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 14, n. 3, p. 249–256, 2006.

BEWICK, V.; CHEEK, L.; BALL, J. Statistics review 9: One-way analysis of variance. **Critical Care**, v. 8, n. 130, 2004.

BHARDWAJ, N.; KUNDU, S. C. Electrospinning: A fascinating fiber fabrication technique. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 3, p. 325–347, 2010.

BHUTTO, A. .; VESELY, D.; GABRYS, B. . Miscibility and interactions in polystyrene and sodium sulfonated polystyrene with poly(vinyl methyl ether) PVME blends. Part II. FTIR. **Polymer**, v. 44, n. 21, p. 6627–6631, out. 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386103007407>>.

BLESA MARCO, Z. E.; SÁEZ, J. A.; ANDREU-RODRÍGUEZ, F. J.; PENALVER, R.; RODRÍGUEZ, M.; EISSENBERGER, K.; CINELLI, P.; BUSTAMANTE, M. Á.; MORAL, R. Effect of Abiotic Treatments on Agricultural Plastic Waste: Efficiency of the Degradation Processes. **Polymers**, v. 16, n. 3, p. 359, jan. 2024.

BLOSI, M.; COSTA, A. L.; ORTELLI, S.; BELOSI, F.; RAVEGNANI, F.; VARESANO, A.; TONETTI, C.; ZANONI, I.; VINEIS, C. Polyvinyl alcohol/silver electrospun nanofibers: Biocidal filter media capturing virus-size particles. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 138, n. 46, p. 51380, 10 dez. 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.51380>>.

BODDU, S. R.; GUTTI, V. R.; GHOSH, T. K.; TOMPSON, R. V.; LOYALKA, S. K. Gold, silver, and palladium nanoparticle/nano-agglomerate generation, collection, and characterization. **Journal of Nanoparticle Research**, v. 13, n. 12, p. 6591–6601, 2011.

BONFIM, D. P. F.; CRUZ, F. G. S.; BRETAS, R. E. S.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. A sustainable recycling alternative: Electrospun pet-membranes for air nanofiltration. **Polymers**, v. 13, n. 7, p. 1–14, 2021a.

BONFIM, D. P. F.; CRUZ, F. G. S.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. Development of Filter Media by Electrospinning for Air Filtration of Nanoparticles from PET Bottles. **Membranes**, v. 11, n. 4, p. 293, 19 abr. 2021b. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2077-0375/11/4/293>>.

BONFIM, D. P. F.; MEDEIROS, G. B.; OLIVEIRA, A. E. de; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. Nanomaterials in the Environment: Definitions, Characterizations, Effects, and Applications. In: HUSSAIN, C. M.; COSTA, G. M. DA. **Environmental, Ethical, and Economical Issues of Nanotechnology**. 1st. ed. New York: Jenny Stanford Publishing Pte. Ltd., 2022. p. 1–30.

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, mar. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586616308942>>.

BORTOLASSI, A. C. C.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. Evaluation of different HEPA filter media for removing nickel oxide nanoparticles from air filtration. **Tecnologia em Metalurgia Materiais e Mineração**, v. 16, n. 3, p. 426–431, 2019. Disponível em: <<http://www.tecnologiammm.com.br/doi/10.4322/2176-1523.20191829>>.

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, p. 718–729, set. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0928493118331990>>.

BOSWORTH, L. A.; DOWNES, S. Acetone, a Sustainable Solvent for Electrospinning Poly(ϵ -Caprolactone) Fibres: Effect of Varying Parameters and Solution Concentrations on Fibre Diameter. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 20, n. 3, p. 879–886, 22 set. 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10924-012-0436-3>>.

BOUGHENDJIOUA, H. Fourier Transformed Infrared Spectroscopy Analysis of Constituents of Lemon Essential Oils from Algeria. **American Journal of Optics and Photonics**, v. 5, n. 3, p. 30, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencepublishinggroup.com/journal/paperinfo?journalid=127&doi=10.11648/j.ajop.20170503.12>>.

BRIASSOULIS, D.; HISKAKIS, M.; BABOU, E. Technical specifications for mechanical recycling of agricultural plastic waste. **Waste Management**, v. 33, n. 6, p. 1516–1530, jun. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13001207>>.

BROCHOT, C.; ABDOLGHADER, P.; HAGHIGHAT, F.; BAHLOUL, A. Performance of mechanical filters used in general ventilation against nanoparticles. **Science and Technology for the Built Environment**, v. 26, n. 10, p. 1387–1396, 25 nov. 2020. Disponível em:

<<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23744731.2020.1787085>>.

BROCHOT, C.; BAHLOUL, A.; ABDOLGHADER, P.; HAGHIGHAT, F. Performance of mechanical filters used in general ventilation against nanoparticles. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 609, n. 3, p. 032044, 1 set. 2019. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/609/3/032044>>.

BRUMMER, V.; JECHA, D.; LESTINSKY, P.; SKRYJA, P.; GREGOR, J.; STEHLIK, P. The treatment of waste gas from fertilizer production - An industrial case study of long term removing particulate matter with a pilot unit. **Powder Technology**, v. 297, p. 374–383, 2016.

BRUN, N.; BOURSON, P.; MARGUERON, S.; DUC, M. Study of the Thermal Behavior of Syndiotactic and Atactic Polystyrene By Raman Spectroscopy. In: 2011, [...]. 2011. p. 856–861.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S. T. Air pollution and health. **Lancet**, v. 360, n. 9341, p. 1233–1242, 2002.

BUJAK, J. W. Thermal utilization (treatment) of plastic waste. **Energy**, v. 90, p. 1468–1477, out. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544215008622>>.

BULEJKO, P.; DOHNAL, M.; POSPÍŠIL, J.; SVĚRÁK, T. Air filtration performance of symmetric polypropylene hollow-fibre membranes for nanoparticle removal. **Separation and Purification Technology**, v. 197, p. 122–128, maio 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586617329787>>.

BUMAJDAD, A.; NAZEER, A. A.; AL SAGHEER, F.; NAHAR, S.; ZAKI, M. I. Controlled Synthesis of ZrO₂ Nanoparticles with Tailored Size, Morphology and Crystal Phases via Organic/Inorganic Hybrid Films. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 3695, 27 fev. 2018. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-018-22088-0>>.

CADAVID-RODRIGUEZ, M. C.; CHARVET, A.; BEMER, D.; THOMAS, D. Optimization of bubble column performance for nanoparticle collection. **Journal of Hazardous Materials**, v. 271, p. 24–32, 2014.

CADORE, Í. R.; AMBROSI, A.; CARDOZO, N. S. M.; TESSARO, I. C. Poly(ethylene terephthalate) phase inversion membranes: Thermodynamics and effects of a poor solvent on the membrane characteristics. **Polymer Engineering & Science**, v. 62, n. 6, p. 1847–1858, jun. 2022. Disponível em: <<https://4spepublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pen.25969>>.

CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, L.; AYALA, A. Air Pollution, Ultrafine Particles, and Your Brain: Are Combustion Nanoparticle Emissions and Engineered Nanoparticles Causing Preventable Fatal Neurodegenerative Diseases and Common Neuropsychiatric Outcomes? **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 11, p. 6847–6856, 7 jun. 2022. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c04706>>.

CASSU, S. N.; FELISBERTI, M. I. Comportamento dinâmico-mecânico e relaxações em polímeros e blendas poliméricas. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 255–263, mar. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422005000200017&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>.

CASTRO, B. J. C.; LACERDA, C. R.; 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.

CÉCILE, C.; HSIEH, Y.-L. Synthesis of ultrafine poly(styrene-maleic anhydride) and polystyrene fibers by electrospinning. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 113, n. 4, p. 2709–2718, 15 ago. 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.30085>>.

CELLA, R. F.; MUMBACH, G. D.; ANDRADE, K. L.; OLIVEIRA, P.; MARANGONI, C.; BOLZAN, A.; BERNARD, S.; MACHADO, R. A. F. Polystyrene recycling processes by dissolution in ethyl acetate. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 135, n. 18, p. 46208, 10 maio 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.46208>>.

CHAGAS, P. A. M.; LIMA, F. A.; MEDEIROS, G. B.; MATA, G. C.; TANABE, E. H.; BERTUOL, D. A.; OLIVEIRA, W. P.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. From waste to innovation: Advancing the circular economy with nanofibers using recycled polymers and natural polymers from renewable or waste residues. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, dez. 2024. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1226086X24008815>>.

CHAGAS, P. A. M.; LIMA, F. A.; YAMANAKA, V.; MEDEIROS, G. B.; GUERRA, V. G.; OLIVEIRA, W. P.; AGUIAR, M. L. Short cellulose acetate nanofibers: A novel and scalable coating for enhancing nanoparticles filtration efficiency of filter media. **Separation and Purification Technology**, v. 358, p. 130315, jun. 2025. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586624040541>>.

CHAUHAN, R. S.; GOPINATH, S.; RAZDAN, P.; DELATTRE, C.; NIRMALA, G. S.; NATARAJAN, R. Thermal decomposition of expanded polystyrene in a pebble bed reactor to get higher liquid fraction yield at low temperatures. **Waste Management**, v. 28, n. 11, p. 2140–2145, nov. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X07003285>>.

CHAUKURA, N.; GWENZI, W.; BUNHU, T.; RUZIWA, D. T.; PUMURE, I. Potential uses and value-added products derived from waste polystyrene in developing countries: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 107, p. 157–165, 2016.

CHEN, C.-H.; LI, D.-L.; CHUANG, A. D.-C.; DASH, B. S.; CHEN, J.-P. Tension Stimulation of Tenocytes in Aligned Hyaluronic Acid/Platelet-Rich Plasma-Polycaprolactone Core-Sheath Nanofiber Membrane Scaffold for Tendon Tissue Engineering. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 22, n. 20, p. 11215, 18 out. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1422-0067/22/20/11215>>.

CHEN, C.; LIU, S.; LIU, W.; ZHAO, Y.; LU, Y. Synthesis of novel solid–liquid phase change materials and electrospinning of ultrafine phase change fibers. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, v. 96, p. 202–209, jan. 2012a.

CHEN, F.; JI, Z.; QI, Q. Effect of surface wettability on filtration performance of gas-liquid coalescing filters. **Powder Technology**, v. 357, p. 377–386, dez. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591019306928>>.

CHEN, Q.; ZHANG, L.; YOON, M.; WU, X.; AREFIN, R. H.; FONG, H. Preparation and

evaluation of nano-epoxy composite resins containing electrospun glass nanofibers. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 124, n. 1, p. 444–451, 5 abr. 2012b. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.35111>>.

CHEN, W.; ZHAO, P.; YANG, Y.; YU, D.-G. Electrospun Beads-on-the-String Nanoproducts: Preparation and Drug Delivery Application. **Current Drug Delivery**, v. 20, n. 9, p. 1224–1240, nov. 2023. Disponível em: <<https://www.eurekaselect.com/205230/article>>.

CHENG, Y.; LI, J.; CHEN, M.; ZHANG, S.; HE, R.; WANG, N. Environmentally friendly and antimicrobial bilayer structured fabrics with integrated interception and sterilization for personal protective mask. **Separation and Purification Technology**, v. 294, p. 121165, ago. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586622007225>>.

CHEONG, J. Y.; MAFI, M.; BENKER, L.; ZHU, J.; MADER, M.; LIANG, C.; HOU, H.; AGARWAL, S.; KIM, I.-D.; GREINER, A. Ultralight, Structurally Stable Electrospun Sponges with Tailored Hydrophilicity as a Novel Material Platform. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 12, n. 15, p. 18002–18011, 15 abr. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.0c03103>>.

CHINNABHANDAR, A.; NARASIMHA MURTHY, H. N.; KRISHNA, M. Effect of dispersing nano-materials into structural adhesive on the electrical and mechanical properties. (D. V. Nicolau, D. Abbott, K. Kalantar-Zadeh, T. Di Matteo, S. M. Bezrukov) In: 2007, [...]. 2007. p. 67991H.

CHO, D.; NAYDICH, A.; FREY, M. W.; JOO, Y. L. Further improvement of air filtration efficiency of cellulose filters coated with nanofibers via inclusion of electrostatically active nanoparticles. **Polymer**, v. 54, n. 9, p. 2364–2372, abr. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386113001687>>.

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, p. 29–37, jun. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389418301316>>.

CHOI, H.-J.; KIM, S. B.; KIM, S. H.; LEE, M.-H. Preparation of electrospun polyurethane filter media and their collection mechanisms for ultrafine particles. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 64, n. 3, p. 322–329, 4 mar. 2014. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10962247.2013.858652>>.

CHONG, E.; HWANG, G. B.; NHO, C. W.; KWON, B. M.; LEE, J. E.; SEO, S.; BAE, G.-N.; JUNG, J. H. Antimicrobial durability of air filters coated with airborne *Sophora flavescens* nanoparticles. **Science of The Total Environment**, v. 444, p. 110–114, fev. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969712015082>>.

CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; WANG, X.; ABBASI, B.; REED, W. R.; PARKS, D. Review of Filters for Air Sampling and Chemical Analysis in Mining Workplaces. **Minerals**, v. 12, n. 10, p. 1314, 18 out. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2075-163X/12/10/1314>>.

COLLINS, L. M.; DZIAK, J. J.; LI, R. Design of experiments with multiple independent variables: A resource management perspective on complete and reduced factorial designs. **Psychological Methods**, v. 14, n. 3, p. 202–224, 2009. Disponível em: <<http://doi.apa.org/getdoi.cfm?doi=10.1037/a0015826>>.

CORNIER, J.; PURSCHE, F. **Particle Technology and Textiles**. 2nd. ed. Berlin/Boston: De Gruyter, 2023. 526 p.

CORRADINI, E.; CURTI, P. S.; GONZALEZ, R. da S.; PEREIRA, A. G. B.; DRAGUNSKI, D. C.; MARTINS, A. F.; MUNIZ, E. C. Preparation of Polymeric Mats Through Electrospinning for Technological Uses. *In*: LONGO, E.; LA PORTA, F. DE A. **Recent Advances in Complex Functional Materials**. Germany: Springer International Publishing, 2017. p. 83.

COSTA, R. G. F.; OLIVEIRA, J. E. de; PAULA, G. F. de; PICCIANI, P. H. de S.; MEDEIROS, E. S. de; RIBEIRO, C.; MATTOSO, L. H. C. Eletrofição de Polímeros em Solução: parte I: Fundamentação Teórica. **Polímeros**, v. 22, n. 2, p. 170–177, 2012.

CVERENKÁROVÁ, K.; VALACHOVIČOVÁ, M.; MACKULAK, T.; ŽEMLIČKA, L.; BÍROŠOVÁ, L. Microplastics in the Food Chain. **Life**, v. 11, n. 12, p. 1349, 6 dez. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2075-1729/11/12/1349>>.

CYRS, W. D.; BOYSEN, D. A.; CASUCCIO, G.; LERSCH, T.; PETERS, T. M. Nanoparticle collection efficiency of capillary pore membrane filters. **Journal of Aerosol Science**, v. 41, n. 7, p. 655–664, 2010.

DAI, Z.; ZHU, J.; YAN, J.; SU, J.; GAO, Y.; ZHANG, X.; KE, Q.; PARSONS, G. N. An Advanced Dual-Function MnO₂-Fabric Air Filter Combining Catalytic Oxidation of Formaldehyde and High-Efficiency Fine Particulate Matter Removal. **Advanced Functional Materials**, v. 30, n. 42, p. 2001488, 18 out. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/adfm.202001488>>.

DAVARPANAH JAZI, R.; RAFIENIA, M.; SALEHI ROZVE, H.; KARAMIAN, E.; SATTARY, M. Fabrication and characterization of electrospun poly lactic- co -glycolic acid/zeolite nanocomposite scaffolds using bone tissue engineering. **Journal of Bioactive and Compatible Polymers**, v. 33, n. 1, p. 63–78, 5 jan. 2018. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0883911517707774>>.

DEBELI, D. K.; QIN, Z.; GUO, J. Study on the Pre-Treatment, Physical and Chemical Properties of Ramie Fibers Reinforced Poly (Lactic Acid) (PLA) Biocomposite. **Journal of Natural Fibers**, v. 15, n. 4, p. 596–610, 4 jul. 2018. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15440478.2017.1349711>>.

DEGHAN, S. F.; GOLBABAIEI, F.; MADDAH, B.; LATIFI, M.; PEZESHK, H.; HASANZADEH, M.; AKBAR-KHANZADEH, F. Optimization of electrospinning parameters for polyacrylonitrile-MgO nanofibers applied in air filtration. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 66, n. 9, p. 912–921, 1 set. 2016. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10962247.2016.1162228>>.

DEITZEL, J. .; KLEINMEYER, J.; HARRIS, D.; BECK TAN, N. . The effect of processing variables on the morphology of electrospun nanofibers and textiles. **Polymer**, v. 42, n. 1, p. 261–272, jan. 2001.

DEL AMO, J.; SIMÓN, D.; RAMOS, M. J.; RODRÍGUEZ, J. F.; DE LUCAS, A.; BORREGUERO, A. M. Scaled-up and economic assessment approach of the split-phase glycolysis process for the recycling of flexible polyurethane foam wastes. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 24, n. 3, p. 1059–1071, 16 maio 2022. Disponível em:

<<https://link.springer.com/10.1007/s10163-022-01379-9>>.

DEMIR, M. ; YILGOR, I.; YILGOR, E.; ERMAN, B. Electrospinning of polyurethane fibers. **Polymer**, v. 43, n. 11, p. 3303–3309, maio 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386102001362>>.

DEMIREL, O.; KOLGESIZ, S.; YUCE, S.; HAYAT SOYTAŞ, S.; KOSEOGLU-IMER, D. Y.; UNAL, H. Photothermal Electrospun Nanofibers Containing Polydopamine-Coated Halloysite Nanotubes as Antibacterial Air Filters. **ACS Applied Nano Materials**, v. 5, n. 12, p. 18127–18137, 23 dez. 2022. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsanm.2c04026>>.

DENARDIN, E. L. G.; TOKUMOTO, S.; SAMIOS, D. Stress–strain behaviour of poly(ethylene terephthalate) (PET) during large plastic deformation by plane strain compression: the relation between stress–strain curve and thermal history, temperature and strain rate. **Rheologica Acta**, v. 45, n. 2, p. 142–150, 13 dez. 2005. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00397-005-0004-z>>.

DENIZ, A. E.; CELEBIOGLU, A.; KAYACI, F.; UYAR, T. Electrospun polymeric nanofibrous composites containing TiO₂ short nanofibers. **Materials Chemistry and Physics**, v. 129, n. 3, p. 701–704, out. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0254058411005359>>.

DESHAWAR, D.; GUPTA, K.; CHOKSHI, P. Electrospinning of polymer solutions: An analysis of instability in a thinning jet with solvent evaporation. **Polymer**, v. 202, p. 122656, ago. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386120304869>>.

DEUBER, F.; ADLHART, C. From Short Electrospun Nanofibers to Ultralight Aerogels with Tunable Pore Structure. **CHIMIA**, v. 71, n. 4, p. 236, 26 abr. 2017. Disponível em: <<https://chimia.ch/chimia/article/view/1591>>.

DING, B.; LIN, J.; WANG, X.; YU, J.; YANG, J.; CAI, Y. Investigation of silica nanoparticle distribution in nanoporous polystyrene fibers. **Soft Matter**, v. 7, n. 18, p. 8376, 2011. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c1sm05791j>>.

DING, X.; LI, Y.; SI, Y.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Electrospun polyvinylidene fluoride/SiO₂ nanofibrous membranes with enhanced electret property for efficient air filtration. **Composites Communications**, v. 13, p. 57–62, jun. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2452213919300129>>.

DOAN, H. N.; PHONG VO, P.; HAYASHI, K.; KINASHI, K.; SAKAI, W.; TSUTSUMI, N. Recycled PET as a PDMS-Functionalized electrospun fibrous membrane for oil-water separation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, p. 103921, ago. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2213343720302694>>.

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.

DOSHI, J.; RENEKER, D. H. Electrospinning process and applications of electrospun fibers.

Journal of Electrostatics, v. 35, n. 2–3, p. 151–160, ago. 1995. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0304388695000418>>.

DYBKA-STĘPIEŃ, K.; ANTOLAK, H.; KMIOTEK, M.; PIECHOTA, D.; KOZIRÓG, A. Disposable Food Packaging and Serving Materials—Trends and Biodegradability. **Polymers**, v. 13, n. 20, p. 3606, 19 out. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4360/13/20/3606>>.

EDA, G.; SHIVKUMAR, S. Bead structure variations during electrospinning of polystyrene. **Journal of Materials Science**, v. 41, n. 17, p. 5704–5708, 1 set. 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10853-006-0069-9>>.

EL-MAZRY, C.; CORREC, O.; COLIN, X. A new kinetic model for predicting polyamide 6-6 hydrolysis and its mechanical embrittlement. **Polymer Degradation and Stability**, v. 97, n. 6, p. 1049–1059, jun. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S014139101200081X>>.

FACTS PEPT. **An analysis of European plastics production, demand and waste data**. [s.l.] Plastics Europe, 2020.

FAN, X.; RONG, L.; KONG, L.; LI, Y.; HUANG, J.; CAO, Y.; ZHONG, W.-H. Tug-of-War-Inspired Bio-Based Air Filters with Advanced Filtration Performance. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 13, n. 7, p. 8736–8744, 24 fev. 2021. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.0c20596>>.

FAN, X.; WANG, Y.; ZHONG, W.-H.; PAN, S. Hierarchically Structured All-biomass Air Filters with High Filtration Efficiency and Low Air Pressure Drop Based on Pickering Emulsion. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 11, n. 15, p. 14266–14274, 17 abr. 2019. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.8b21116>>.

FEITOSA, N. dos R. **Desempenho de Meios Filtrantes na Remoção de Partículas Nanométricas de Aerossóis**. 2009. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

FIERZ, M.; SCHERRER, L.; BURTSCHER, H. Real-time measurement of aerosol size distributions with an electrical diffusion battery. **Journal of Aerosol Science**, v. 33, n. 7, p. 1049–1060, jul. 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021850202000575>>.

FIGOLI, A.; URSINO, C.; SANCHEZ RAMIREZ, D. O.; CARLETTO, R. A.; TONETTI, C.; VAREANO, A.; DE SANTO, M. P.; CASSANO, A.; VINEIS, C. Fabrication of electrospun keratin nanofiber membranes for air and water treatment. **Polymer Engineering & Science**, v. 59, n. 7, p. 1472–1478, 31 jul. 2019. Disponível em: <<https://4spublicationsonlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pen.25146>>.

FINDANIS, N.; SOUTHAM, M. Control and management of particulate emissions using improved reverse pulse-jet cleaning systems. **Procedia Engineering**, v. 49, p. 228–238, 2012.

FONG, H.; CHUN, I.; RENEKER, D. . Beaded nanofibers formed during electrospinning. **Polymer**, v. 40, n. 16, p. 4585–4592, jul. 1999. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386199000683>>.

FÖRSTER, H.; THAJUDEEN, T.; FUNK, C.; PEUKERT, W. Separation of nanoparticles:

Filtration and scavenging from waste incineration plants. **Waste Management**, v. 52, p. 346–352, jun. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X16301337>>.

FOTOVATI, S.; TAFRESHI, H. V.; POURDEYHIMI, B. Analytical expressions for predicting performance of aerosol filtration media made up of trilobal fibers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 2–3, p. 1503–1512, fev. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389410016079>>.

GABR, M. H.; PHONG, N. T.; OKUBO, K.; UZAWA, K.; KIMPARA, I.; FUJII, T. Thermal and mechanical properties of electrospun nano-celulose reinforced epoxy nanocomposites. **Polymer Testing**, v. 37, p. 51–58, ago. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0142941814000968>>.

GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1–2, p. 170–179, mar. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X14008571>>.

GAO, H.; HE, W.; ZHAO, Y.-B.; OPRIS, D. M.; XU, G.; WANG, J. Electret mechanisms and kinetics of electrospun nanofiber membranes and lifetime in filtration applications in comparison with corona-charged membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 600, p. 117879, abr. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037673881931974X>>.

GARAVAGNO, M. de los A.; HOLLAND, R.; KHAN, M. A. H.; ORR-EWING, A. J.; SHALLCROSS, D. E. Trifluoroacetic Acid: Toxicity, Sources, Sinks and Future Prospects. **Sustainability**, v. 16, n. 6, p. 2382, 13 mar. 2024. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/16/6/2382>>.

GARCÍA, M. T.; GRACIA, I.; DUQUE, G.; LUCAS, A. de; RODRÍGUEZ, J. F. Study of the solubility and stability of polystyrene wastes in a dissolution recycling process. **Waste Management**, v. 29, n. 6, p. 1814–1818, 2009.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, p. 25–29, 2017.

GHOSAL, K.; PAL, S.; GHOSH, D.; JANA, K.; SARKAR, K. In vivo biocompatible shape memory polyester derived from recycled polycarbonate e-waste for biomedical application. **Biomaterials Advances**, v. 138, p. 212961, jul. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2772950822002382>>.

GHOSHDASTIDAR, A. J.; RAMAMURTHY, J.; MORISSETTE, M.; ARIYA, P. A. Development of methodology to generate, measure, and characterize the chemical composition of oxidized mercury nanoparticles. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 412, n. 3, p. 691–702, 18 jan. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00216-019-02279-y>>.

GIACOMETTI, J. A.; FEDOSOV, S.; COSTA, M. M. Corona charging of polymers: recent advances on constant current charging. **Brazilian Journal of Physics**, v. 29, n. 2, p. 269–279, jun. 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-97331999000200009&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.

GIECHASKIEL, B.; RICCOBONO, F.; VLACHOS, T.; MENDOZA-VILLAFUERTE, P.; SUAREZ-BERTOIA, R.; FONTARAS, G.; BONNEL, P.; WEISS, M. Vehicle Emission Factors of Solid Nanoparticles in the Laboratory and on the Road Using Portable Emission Measurement Systems (PEMS). **Frontiers in Environmental Science**, v. 3, 22 dez. 2015. Disponível em: <<http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fenvs.2015.00082/abstract>>.

GIL-JASSO, N. D.; GILES-MAZÓN, E. A.; SORIANO-GILES, G.; REINHEIMER, E. W.; VARELA-GUERRERO, V.; BALLESTEROS-RIVAS, M. F. A methodology for recycling waste expanded polystyrene using flower essential oils. **Fuel**, v. 307, n. April 2021, 2022.

GIVEHCHI, R.; LI, Q.; TAN, Z. The effect of electrostatic forces on filtration efficiency of granular filters. **Powder Technology**, v. 277, p. 135–140, jun. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591015001011>>.

GIVEHCHI, R.; TAN, Z. An Overview of Airborne Nanoparticle Filtration and Thermal Rebound Theory. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 14, n. 1, p. 46–63, 2014. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-13-07-ir-0239>>.

GIVEHCHI, R.; TAN, Z. The effect of capillary force on airborne nanoparticle filtration. **Journal of Aerosol Science**, v. 83, p. 12–24, maio 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021850215000117>>.

GOBI, N.; VIJAYALAKSHMI, E.; ROBERT, B.; SRINIVASAN, N. R. Development of PAN nano fibrous filter hybridized by SiO₂ nanoparticles electret for high efficiency air filtration. **Journal of Polymer Materials**, v. 35, n. 3, p. 317–328, 7 mar. 2019. Disponível em: <<http://www.printspublications.com/journal/journalofpolymermaterialsaninternationaljournal/13712463644>>.

GOLANSKI, L.; GUIOT, A.; ROUILLON, F.; POCACHARD, J.; TARDIF, F. Experimental evaluation of personal protection devices against graphite nanoaerosols: fibrous filter media, masks, protective clothing, and gloves. **Human & Experimental Toxicology**, v. 28, n. 6–7, p. 353–359, 15 jun. 2009. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0960327109105157>>.

GOLSHAHI, L.; TAN, Z.; ABEDI, J. Granular filtration for airborne nanoparticles. **ASHRAE Transactions**, v. 114, n. 2, p. 533–541, 1 jul. 2008. Disponível em: <<https://go.gale.com/ps/i.do?p=AONE&sw=w&issn=00012505&v=2.1&it=r&id=GALE%7CA201378234&sid=googleScholar&linkaccess=fulltext>>. Acesso em: 30 dez. 2022.

GREENFELD, I.; ZUSSMAN, E. Polymer entanglement loss in extensional flow: Evidence from electrospun short nanofibers. **Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics**, v. 51, n. 18, p. 1377–1391, 15 set. 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/polb.23345>>.

GREINER, A.; WENDORFF, J. H. Electrospinning: A fascinating method for the preparation of ultrathin fibers. **Angewandte Chemie - International Edition**, v. 46, n. 30, p. 5670–5703, 2007.

GUARDIA, L.; PAREDES, J. I.; ROZADA, R.; VILLAR-RODIL, S.; MARTÍNEZ-ALONSO, A.; TASCÓN, J. M. D. Production of aqueous dispersions of inorganic graphene analogues by exfoliation and stabilization with non-ionic surfactants. **RSC Adv.**, v. 4, n. 27, p. 14115–14127, 2014. Disponível em: <<https://xlink.rsc.org/?DOI=C4RA00212A>>.

GUNER, B.; BULBUL, Y. E.; DILSIZ, N. Recycling of polyvinyl butyral from waste automotive windshield and fabrication of their electrospun fibrous materials. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 132, p. 104136, mar. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1876107021006246>>.

GUPTA, V. B.; BASHIR, Z. PET Fibers, Films, and Bottles: Sections 5–7. In: **Handbook of Thermoplastic Polyesters**. [s.l.] Wiley, 2002. p. 362–388.

GWINN, M. R.; VALLYATHAN, V. Nanoparticles: Health effects - Pros and cons. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 12, p. 1818–1825, 2006.

GYLES, C. Nanotechnology. **The Canadian veterinary journal = La revue veterinaire canadienne**, v. 53, n. 8, p. 819–822, ago. 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23372187>>.

HABIBI MOHRAZ, M.; JE YU, I.; BEITOLLAHI, A.; FARHANG DEHGHAN, S.; HOON SHIN, J.; GOLBABAEL, F. Assessment of the potential release of nanomaterials from electrospun nanofiber filter media. **NanoImpact**, v. 19, p. 100223, jul. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2452074820300173>>.

HADJIZADEH, A.; AJJI, A.; BUREAU, M. N. Nano/micro electro-spun polyethylene terephthalate fibrous mat preparation and characterization. **Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials**, v. 4, n. 3, p. 340–351, abr. 2011.

HAIDER, T. P.; VÖLKER, C.; KRAMM, J.; LANDFESTER, K.; WURM, F. R. Plastics of the Future? The Impact of Biodegradable Polymers on the Environment and on Society. **Angewandte Chemie International Edition**, v. 58, n. 1, p. 50–62, 2 jan. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/anie.201805766>>.

HAMA, S. M. L.; CORDELL, R. L.; MONKS, P. S. Quantifying primary and secondary source contributions to ultrafine particles in the UK urban background. **Atmospheric Environment**, v. 166, p. 62–78, out. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231017304545>>.

HAN, K. H.; JANG, M. G.; JUHN, K. J.; CHO, C.; KIM, W. N. The Effects of Compatibilizers on the Morphological, Mechanical, and Optical Properties of Biaxially Oriented Poly(ethylene terephthalate)/Syndiotactic Polystyrene Blend Films. **Macromolecular Research**, v. 26, n. 3, p. 254–262, 26 mar. 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s13233-018-6039-7>>.

HANSON, M. L.; SIBLEY, P. K.; MABURY, S. A.; SOLOMON, K. R.; MUIR, D. C. G. Trichloroacetic acid (TCA) and trifluoroacetic acid (TFA) mixture toxicity to the macrophytes *Myriophyllum spicatum* and *Myriophyllum sibiricum* in aquatic microcosms. **Science of The Total Environment**, v. 285, n. 1–3, p. 247–259, fev. 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896970100955X>>.

HARRA, J.; MÄKITALO, J.; SIIKANEN, R.; VIRKKI, M.; GENTY, G.; KOBAYASHI, T.; KAURANEN, M.; MÄKELÄ, J. M. Size-controlled aerosol synthesis of silver nanoparticles for plasmonic materials. **Journal of Nanoparticle Research**, v. 14, n. 6, 2012.

HARTATI, S.; ZULFI, A.; MAULIDA, P. Y. D.; YUDHOWIJOYO, A.; DIOKTYANTO, M.; SAPUTRO, K. E.; NOVIYANTO, A.; ROCHMAN, N. T. Synthesis of Electrospun PAN/TiO

2 /Ag Nanofibers Membrane As Potential Air Filtration Media with Photocatalytic Activity. **ACS Omega**, v. 7, n. 12, p. 10516–10525, 29 mar. 2022. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsomega.2c00015>>.

HASEGAWA, H.; OHTA, T.; ITO, K.; YOKOYAMA, H. Stress-strain measurement of ultra-thin polystyrene films: Film thickness and molecular weight dependence of crazing stress. **Polymer**, v. 123, p. 179–183, ago. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386117306778>>.

HATTORI, S.; GOTO, Y.; FUKUYAMA, T.; YAGI, Y.; MURASE, M. Influence of Temperature on Erosion by a Cavitating Liquid Jet. **Transactions of the Japan Society of Mechanical Engineers: Series A**, v. 71, n. 707, p. 1081–1087, 2005. Disponível em: <http://www.jstage.jst.go.jp/article/kikaia1979/71/707/71_707_1081/_article/-char/ja/>.

HE, R.; LI, J.; CHEN, M.; ZHANG, S.; CHENG, Y.; NING, X.; WANG, N. Tailoring moisture electroactive Ag/Zn@cotton coupled with electrospun PVDF/PS nanofibers for antimicrobial face masks. **Journal of Hazardous Materials**, v. 428, p. 128239, abr. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389422000279>>.

HEITBRINK, W. A.; EVANS, D. E.; PETERS, T. M.; SLAVIN, T. J. Characterization and mapping of very fine particles in an engine machining and assembly facility. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, v. 4, n. 5, p. 341–351, 2007.

HELLER, N.; FLAMME, S. Waste management of deconstructed External Thermal Insulation Composite Systems with expanded polystyrene in the future. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 38, n. 4, p. 400–407, 12 abr. 2020. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0734242X20904413>>.

HILL, W. C.; HULL, M. S.; MACCUSPIE, R. I. Testing of Commercial Masks and Respirators and Cotton Mask Insert Materials using SARS-CoV-2 Virion-Sized Particulates: Comparison of Ideal Aerosol Filtration Efficiency versus Fitted Filtration Efficiency. **Nano Letters**, v. 20, n. 10, p. 7642–7647, 14 out. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.nanolett.0c03182>>.

HILLMAN, A. L.; ABBOTT, M. B.; VALERO-GARCÉS, B. L.; MORELLON, M.; BARREIRO-LOSTRES, F.; BAIN, D. J. Lead pollution resulting from Roman gold extraction in northwestern Spain. **Holocene**, v. 27, n. 10, p. 1465–1474, 2017.

HIMMA, N. F.; WARDANI, A. K.; WENTEN, I. G. The effects of non-solvent on surface morphology and hydrophobicity of dip-coated polypropylene membrane. **Materials Research Express**, v. 4, n. 5, p. 054001, 10 maio 2017. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/2053-1591/aa6ee0>>.

HINDS, C. W. **Aerosol technology : properties, behavior, and measurement of airborne particles**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1998. 483 p.

HINDS, W. C. **Aerosol Technology: Properties, Behaviour, and Measurement of Airborne Particles**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1999. 483 p.

HIRAGA, K.; TANIGUCHI, I.; YOSHIDA, S.; KIMURA, Y.; ODA, K. Biodegradation of waste PET: A sustainable solution for dealing with plastic pollution. **EMBO reports**, v. 20, n. 11, p. 5, nov. 2019. Disponível em:

<<https://www.embopress.org/doi/10.15252/embr.201949365>>.

HO, B. T.; ROBERTS, T. K.; LUCAS, S. An overview on biodegradation of polystyrene and modified polystyrene: the microbial approach. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 38, n. 2, p. 308–320, 17 fev. 2018. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/07388551.2017.1355293>>.

HOPEWELL, J.; DVORAK, R.; KOSIOR, E. Plastics recycling: challenges and opportunities. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2115–2126, 27 jul. 2009. Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2008.0311>>.

HOU, F.; MU, T.; MA, M.; BLECKER, C. Optimization of processing technology using response surface methodology and physicochemical properties of roasted sweet potato. **Food Chemistry**, v. 278, p. 136–143, abr. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308814618319733>>.

HU, K.; CUI, Z.-K.; YUAN, Y.; ZHUANG, Q.; WANG, T.; LIU, X.; HAN, Z. Synthesis, structure, and properties of high-impact polystyrene/octavinyl polyhedral oligomeric silsesquioxane nanocomposites. **Polymer Composites**, v. 37, n. 4, p. 1049–1055, abr. 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pc.23265>>.

HU, S.; CHEN, R.; LU, P.; ZHENG, Z.; GU, G.; WANG, M.; ZHANG, X. Electrospun PAN-HNTs composite nanofiber membranes for efficient electrostatic capture of particulate matters. **Nanotechnology**, v. 33, n. 26, p. 265702, 25 jun. 2022. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1361-6528/ac5df4>>.

HUANG, H.; TSAI, Y.; LO, C. Effects of hard and soft confinement on crystal polymorphism and crystal development in electrospun core-sheath fibers. **Journal of Polymer Science**, v. 62, n. 18, p. 4214–4227, 15 set. 2024.

HUANG, J. J.; TIAN, Y.; WANG, R.; TIAN, M.; LIAO, Y. Fabrication of bead-on-string polyacrylonitrile nanofibrous air filters with superior filtration efficiency and ultralow pressure drop. **Separation and Purification Technology**, v. 237, p. 116377, abr. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S138358661933583X>>.

HUANG, Z.; DANG, C.; SUN, Z.; QI, H. High-Efficiency Air Filter Media with a Three-Dimensional Network Composed of Core-Shell Zeolitic Imidazolate Framework-8@Tunicate Nanocellulose for PM0.3 Removal. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 13, n. 48, p. 57921–57929, 8 dez. 2021. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.1c17052>>.

HUANG, Z. M.; ZHANG, Y. Z.; KOTAKI, M.; RAMAKRISHNA, S. A review on polymer nanofibers by electrospinning and their applications in nanocomposites. **Composites Science and Technology**, v. 63, n. 15, p. 2223–2253, 2003.

HUSSAIN, N.; MEHDI, M.; YOUSIF, M.; ALI, A.; ULLAH, S.; HUSSAIN SIYAL, S.; HUSSAIN, T.; KIM, I. S. Synthesis of Highly Conductive Electrospun Recycled Polyethylene Terephthalate Nanofibers Using the Electroless Deposition Method. **Nanomaterials**, v. 11, n. 2, p. 531, 19 fev. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2079-4991/11/2/531>>.

HUSSEIN, A. K.; ELBEIH, A.; MOKHTAR, M.; ABDELHAFIZ, M. Spun of improvised cis-

1,3,4,6-tetranitrooctahydroimidazo-[4,5-d]-Imidazole (BCHMX) in polystyrene nanofibrous membrane by electrospinning techniques. **BMC Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 59, 9 ago. 2022. Disponível em: <<https://bmchem.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13065-022-00853-7>>.

HUY, T. A.; ADHIKARI, R.; MICHLER, G. H. Deformation behavior of styrene-block-butadiene-block-styrene triblock copolymers having different morphologies. **Polymer**, v. 44, n. 4, p. 1247–1257, fev. 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386102005487>>.

HWANG, T. I.; KIM, J. I.; LEE, J.; MOON, J. Y.; LEE, J. C.; JOSHI, M. K.; PARK, C. H.; KIM, C. S. In Situ Biological Transmutation of Catalytic Lactic Acid Waste into Calcium Lactate in a Readily Processable Three-Dimensional Fibrillar Structure for Bone Tissue Engineering. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 12, n. 16, p. 18197–18210, 22 abr. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.9b19997>>.

IMASAWA, Y.; MATSUO, M. Fracture Processes in Plastic-Rubber Blends. **Kobunshi Kagaku**, v. 26, n. 291, p. 433–442, 1969. Disponível em: <https://www.jstage.jst.go.jp/article/koron1944/26/291/26_291_433/_article>.

INNOCENTINI, M. D. de M.; COURY, J. R.; FUKUSHIMA, M.; COLOMBO, P. High-efficiency aerosol filters based on silicon carbide foams coated with ceramic nanowires. **Separation and Purification Technology**, v. 152, p. 180–191, set. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586615301635>>.

ISHII, K.; YOKOMORI, K.; MURATA, K.; NAKAMURA, S.; ENOMOTO, K. Organic deliquescence: organic vapor-induced dissolution of molecular salts. **RSC Advances**, v. 12, n. 29, p. 18307–18310, 2022. Disponível em: <<https://xlink.rsc.org/?DOI=D2RA03390A>>.

ISIK, T.; DEMIR, M. M. Medical Waste Treatment via Waste Electrospinning of PS. **Fibers and Polymers**, v. 19, n. 4, p. 767–774, 23 abr. 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12221-018-1037-0>>.

ISIK, T.; DEMIR, M. M.; AYDOGAN, C.; CIFTICI, M.; YAGCI, Y. Hydrophobic coatings from photochemically prepared hydrophilic polymethacrylates via electrospaying. **Journal of Polymer Science Part A: Polymer Chemistry**, v. 55, n. 8, p. 1338–1344, 15 abr. 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pola.28501>>.

ISMAIL, N.; JUNIOR MAKSoud, F.; GHADDAR, N.; GHALI, K.; TEHRANI-BAGHA, A. A mathematical model to predict the effect of electrospinning processing parameters on the morphological characteristic of nano-fibrous web and associated filtration efficiency. **Journal of Aerosol Science**, v. 113, p. 227–241, nov. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021850216302154>>.

JACKIEWICZ, A.; WERNER, L. Separation of Nanoparticles from Air Using Melt-Blown Filtering Media. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 15, n. 6, p. 2422–2435, 2015. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-15-04-siiac-0236>>.

JAFARI, S.; HOSSEINI SALEKDEH, S. S.; SOLOUK, A.; YOUSEFZADEH, M. Electrospun polyethylene terephthalate (PET) nanofibrous conduit for biomedical application. **Polymers for Advanced Technologies**, v. 31, n. 2, p. 284–296, 28 fev. 2020.

JAGIELLO, Z.; CORSINI, M.; DYLEWSKI, Ł.; IBÁÑEZ-ÁLAMO, J. D.; SZULKIN, M. The

extended avian urban phenotype: anthropogenic solid waste pollution, nest design, and fitness. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 156034, set. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896972203131X>>.

JAGIELLO, Z.; DYLEWSKI, Ł.; TOBOLKA, M.; AGUIRRE, J. I. Life in a polluted world: A global review of anthropogenic materials in bird nests. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 717–722, ago. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749118353041>>.

JALAL, N. M.; JABUR, A. R.; ALLAMI, S. Effect of Electro-spinning applied Voltage on Electro-spun EPS Membranes Thickness and Fibers Diameters. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1879, n. 3, p. 032085, 1 maio 2021. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/1879/3/032085>>.

JÂMS, I. B.; WINDSOR, F. M.; POUDEVIGNE-DURANCE, T.; ORMEROD, S. J.; DURANCE, I. Estimating the size distribution of plastics ingested by animals. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1594, 27 mar. 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41467-020-15406-6>>.

JANAJREH, I.; ALSHRAH, M.; ZAMZAM, S. Mechanical recycling of PVC plastic waste streams from cable industry: A case study. **Sustainable Cities and Society**, v. 18, p. 13–20, nov. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2210670715000530>>.

JANARTHANAN, P.; YUNUS, W. M. Z. W.; AHMAD, M. Bin. Thermal behavior and surface morphology studies on polystyrene grafted sago starch. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 90, n. 8, p. 2053–2058, 21 nov. 2003. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.12798>>.

JANG, J. Y.; SADEGHI, K.; SEO, J. Chain-Extending Modification for Value-Added Recycled PET: A Review. **Polymer Reviews**, v. 62, n. 4, p. 860–889, 2 out. 2022. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15583724.2022.2033765>>.

JARUSUWANNAPOOM, T.; HONGROJJANAWIWAT, W.; JITJAICHAM, S.; WANNATONG, L.; NITHITANAKUL, M.; PATTAMAPROM, C.; KOOMBHONGSE, P.; RANGKUPAN, R.; SUPAPHOL, P. Effect of solvents on electro-spinnability of polystyrene solutions and morphological appearance of resulting electrospun polystyrene fibers. **European Polymer Journal**, v. 41, n. 3, p. 409–421, 2005.

JENSEN, M. G.; O'SHAUGHNESSY, P. T.; SHAFFER, M.; YU, S.; CHOI, Y. Y.; CHRISTIANSEN, M.; STANIER, C. O.; HARTLEY, M.; HUDDLE, J.; JOHNSON, J.; BIBBY, K.; MYUNG, N. V.; CWIERTNY, D. M. Simple fabrication of an electrospun polystyrene microfiber filter that meets <sc>N95</sc> filtering facepiece respirator filtration and breathability standards. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 140, n. 5, 5 fev. 2023. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.53406>>.

JEON, W.; LEE, B. H.; YUN, H.; KIM, J.; KANG, S.; SEO, Y. Characterization of pressure drop through two-stage particulate air filters. **Science and Technology for the Built Environment**, v. 26, n. 6, p. 835–843, 2 jul. 2020. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23744731.2020.1738870>>.

JI, Y.; LI, B.; GE, S.; SOKOLOV, J. C.; RAFAILOVICH, M. H. Structure and Nanomechanical

Characterization of Electrospun PS/Clay Nanocomposite Fibers. **Langmuir**, v. 22, n. 3, p. 1321–1328, 1 jan. 2006. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/la0525022>>.

JIANG, S.; DUAN, G.; SCHÖBEL, J.; AGARWAL, S.; GREINER, A. Short electrospun polymeric nanofibers reinforced polyimide nanocomposites. **Composites Science and Technology**, v. 88, p. 57–61, nov. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0266353813003448>>.

JIANG, Z.; ZHANG, H.; ZHU, M.; LV, D.; YAO, J.; XIONG, R.; HUANG, C. Electrospun soy-protein-based nanofibrous membranes for effective antimicrobial air filtration. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 135, n. 8, p. 45766, 20 fev. 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.45766>>.

JOE, Y. H.; JU, W.; PARK, J. H.; YOON, Y. H.; HWANG, J. Correlation between the Antibacterial Ability of Silver Nanoparticle Coated Air Filters and the Dust Loading. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 13, n. 3, p. 1009–1018, 2013. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-12-07-0a-0191>>.

JOE, Y. H.; WOO, K.; HWANG, J. Fabrication of an anti-viral air filter with SiO₂–Ag nanoparticles and performance evaluation in a continuous airflow condition. **Journal of Hazardous Materials**, v. 280, p. 356–363, set. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389414006694>>.

JU, M.-Y.; CHANG, F.-C. Polymer blends of PET-PS compatibilized by SMA and epoxy dual compatibilizers. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 73, n. 10, p. 2029–2040, 6 set. 1999. Disponível em: <[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1097-4628\(19990906\)73:10%3C2029::AID-APP21%3E3.0.CO;2-U](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1097-4628(19990906)73:10%3C2029::AID-APP21%3E3.0.CO;2-U)>.

JU, M.-Y.; CHANG, F.-C. Compatibilization of PET/PS blends through SMA and PMPI dual compatibilizers. **Polymer**, v. 41, n. 5, p. 1719–1730, mar. 2000. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386199003559>>.

JUUTI, P.; NIKKA, M.; GUNELL, M.; EEROLA, E.; SAARINEN, J. J.; OMORI, Y.; SETO, T.; MÄKELÄ, J. M. Fabrication of Fiber Filters with Antibacterial Properties for VOC and Particle Removal. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 19, n. 8, p. 1892–1899, 2019. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-18-12-0a-0474>>.

KADAM, V.; KYRATZIS, I. L.; TRUONG, Y. B.; SCHUTZ, J.; WANG, L.; PADHYE, R. Electrospun bilayer nanomembrane with hierarchical placement of bead-on-string and fibers for low resistance respiratory air filtration. **Separation and Purification Technology**, v. 224, p. 247–254, out. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586619308676>>.

KADAM, V.; TRUONG, Y. B.; EASTON, C.; MUKHERJEE, S.; WANG, L.; PADHYE, R.; KYRATZIS, I. L. Electrospun Polyacrylonitrile/ β -Cyclodextrin Composite Membranes for Simultaneous Air Filtration and Adsorption of Volatile Organic Compounds. **ACS Applied Nano Materials**, v. 1, n. 8, p. 4268–4277, 24 ago. 2018. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsanm.8b01056>>.

KAMBOUR, R. P. Structure and properties of crazes in polycarbonate and other glassy polymers. **Polymer**, v. 5, p. 143–155, jan. 1964. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0032386164901284>>.

KANAI, N.; WILLIS, S. A.; GUPTA, A.; KAWAMURA, I.; PRICE, W. S. Evaluating the Stability of Cellulose Nanofiber Pickering Emulsions Using MRI and Relaxometry. **Langmuir**, v. 39, n. 11, p. 3905–3913, 21 mar. 2023. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.langmuir.2c03201>>.

KANAOKA, C. Fine Particle Filtration Technology Using Fiber as Dust Collection Medium. **KONA Powder and Particle Journal**, v. 36, p. 88–113, 10 jan. 2019. Disponível em: <https://www.jstage.jst.go.jp/article/kona/36/0/36_2019006/_article>.

KARABULUT, F. N. H.; FOMRA, D.; HÖFLER, G.; CHAND, N. A.; BECKERMANN, G. W. Virucidal and Bactericidal Filtration Media from Electrospun Polylactic Acid Nanofibres Capable of Protecting against COVID-19. **Membranes**, v. 12, n. 6, p. 571, 30 maio 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2077-0375/12/6/571>>.

KARIMI, S.; BAGHER, Z.; NAJMODDIN, N.; SIMORGH, S.; PEZESHKI-MODARESS, M. Alginate-magnetic short nanofibers 3D composite hydrogel enhances the encapsulated human olfactory mucosa stem cells bioactivity for potential nerve regeneration application. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 167, p. 796–806, jan. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813020351382>>.

KARIMIZADE, A.; HASANZADEH, E.; ABASI, M.; ENDERAMI, S. E.; MIRZAEI, E.; ANNABI, N.; MELLATI, A. Collagen short nanofiber-embedded chondroitin sulfate–hyaluronic acid nanocomposite: A cartilage-mimicking in situ-forming hydrogel with fine-tuned properties. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 266, p. 131051, maio 2024. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813024018567>>.

KÄRKELÄ, T.; EBINGER, J.-C.; TAPPER, U.; ROBYR, O.; JALANTI, T. Investigation into the Presence or Absence of Solid Particles Generated from Thermal Processes in the Aerosol from an Electrically Heated Tobacco Product with and without Filter Elements. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 21, n. 10, p. 200667, 2021. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-20-12-oa-0667>>.

KARMAN, A. P.; EBELER, S. E.; NITIN, N.; DUNGAN, S. R. Partitioning, solubility and solubilization of limonene into water or <sc>short-chain</sc> phosphatidylcholine solutions. **Journal of the American Oil Chemists' Society**, v. 98, n. 10, p. 979–992, 8 out. 2021. Disponível em: <<https://aocs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aocs.12535>>.

KAUSAR, A. A review of filled and pristine polycarbonate blends and their applications. **Journal of Plastic Film & Sheeting**, v. 34, n. 1, p. 60–97, 27 jan. 2018. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/8756087917691088>>.

KAWECKI, D.; SCHEEDER, P. R. W.; NOWACK, B. Probabilistic Material Flow Analysis of Seven Commodity Plastics in Europe. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 17, p. 9874–9888, 4 set. 2018. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b01513>>.

KAYACI, F.; UYAR, T. Electrospun polyester/cyclodextrin nanofibers for entrapment of volatile organic compounds. **Polymer Engineering & Science**, v. 54, n. 12, p. 2970–2978, dez. 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pen.23858>>.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. [s.l.] World Bank Publications, 2018.

KERNER, M.; SCHMIDT, K.; HELLMANN, A.; SCHUMACHER, S.; PITZ, M.; ASBACH, C.; RIPPERGER, S.; ANTONYUK, S. Numerical and experimental study of submicron aerosol deposition in electret microfiber nonwovens. **Journal of Aerosol Science**, v. 122, p. 32–44, ago. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021850217305025>>.

KERNER, M.; SCHMIDT, K.; SCHUMACHER, 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, p. 117299, nov. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586620317731>>.

KHORRAM, M.; MOUSAVI, A.; MEHRANBOD, N. Chromium removal using adsorptive membranes composed of electrospun plasma-treated functionalized polyethylene terephthalate (PET) with chitosan. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 3, p. 2366–2377, jun. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S221334371730146X>>.

KIJENSKA-GAWROŃSKA, E.; WIERCIŃSKA, K.; BIL, M. The Dependence of the Properties of Recycled PET Electrospun Mats on the Origin of the Material Used for Their Fabrication. **Polymers**, v. 14, n. 14, p. 2881, 16 jul. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4360/14/14/2881>>.

KIM, C.; KANG, S.; PUI, D. Y. H. Removal of airborne sub-3 nm particles using fibrous filters and granular activated carbons. **Carbon**, v. 104, p. 125–132, ago. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0008622316302494>>.

KIM, C. S.; BAO, L.; OKUYAMA, K.; SHIMADA, M.; NINUMA, H. Filtration efficiency of a fibrous filter for nanoparticles. **Journal of Nanoparticle Research**, v. 8, n. 2, p. 215–221, 14 abr. 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11051-005-9017-x>>.

KIM, H.-J.; CHOI, D.-I.; SUNG, S.-K.; LEE, S.-H.; KIM, S.-J.; KIM, J.; HAN, B.-S.; KIM, D.-I.; KIM, Y. Eco-Friendly Poly(Vinyl Alcohol) Nanofiber-Based Air Filter for Effectively Capturing Particulate Matter. **Applied Sciences**, v. 11, n. 9, p. 3831, 23 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3417/11/9/3831>>.

KIM, H.-J.; PARK, S. J.; PARK, C. S.; LE, T.-H.; HUN LEE, S.; HA, T. H.; KIM, H.; KIM, J.; LEE, C.-S.; YOON, H.; KWON, O. S. Surface-modified polymer nanofiber membrane for high-efficiency microdust capturing. **Chemical Engineering Journal**, v. 339, p. 204–213, maio 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894718301372>>.

KIM, H. S.; LEE, K. B.; LEE, Y. J.; KIM, M. J.; CHA, J. W.; OH, T. H.; NOH, S. K.; LEE, Y. R.; HAN, S. S.; SHIN, E. J.; GAL, Y. S.; LYOO, W. S. Preparation of High Molecular Weight Poly(vinyl carbazole)/Polystyrene Blend Web by Electrospinning. **Polymers and Polymer Composites**, v. 20, n. 7, p. 609–620, 1 set. 2012. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/096739111202000705>>.

KIM, S. J.; RAUT, P.; JANA, S. C.; CHASE, G. Electrostatically Active Polymer Hybrid Aerogels for Airborne Nanoparticle Filtration. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 9, n. 7, p. 6401–6410, 22 fev. 2017. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.6b14784>>.

KNUTSON, E. O. History of Diffusion Batteries in Aerosol Measurements. **Aerosol Science and Technology**, v. 31, n. 2–3, p. 83–128, ago. 1999. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/027868299304192>>.

KOSHTI, R.; MEHTA, L.; SAMARTH, N. Biological Recycling of Polyethylene Terephthalate: A Mini-Review. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 26, n. 8, p. 3520–3529, 5 ago. 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10924-018-1214-7>>.

KOTRESH, T. M.; RAMANI, R.; JANA, N.; MINU, S.; SHEKAR, R. I.; RAMACHANDRAN, R. Supermolecular Structure, Free Volume, and Glass Transition of Needleless Electrospun Polymer Nanofibers. **ACS Applied Polymer Materials**, v. 3, n. 8, p. 3989–4007, 13 ago. 2021.

KOUTSOUMPIS, S.; KLONOS, P.; RAFTOPOULOS, K. N.; PAPADAKIS, C. M.; BIKIARIS, D.; PISSIS, P. Morphology, thermal properties and molecular dynamics of syndiotactic polystyrene (s-PS) nanocomposites with aligned graphene oxide and graphene nanosheets. **Polymer**, v. 153, p. 548–557, set. 2018.

KREHL, A.; SCHÖLLKOPF, U.; MÁJEKOVÁ, M.; TIELBÖRGER, K.; TOMIOLO, S. Effects of plastic fragments on plant performance are mediated by soil properties and drought. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17771, 22 out. 2022. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-022-22270-5>>.

KULICH, D. M.; GAGGAR, S. K.; LOWRY, V.; STEPIEN, R. Acrylonitrile–Butadiene–Styrene Polymers. *In: Encyclopedia of Polymer Science and Technology*. [s.l.] Wiley, 2003.

KUMAR, V.; KHAN, A.; RABNAWAZ, M. Efficient Depolymerization of Polystyrene with Table Salt and Oxidized Copper. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 10, n. 19, p. 6493–6502, 16 maio 2022. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acssuschemeng.1c08400>>.

KWON, O.; YOON, C.; HAM, S.; PARK, J.; LEE, J.; YOO, D.; KIM, Y. Characterization and Control of Nanoparticle Emission during 3D Printing. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 18, p. 10357–10368, 19 set. 2017. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b01454>>.

LAMBERT, S.; WAGNER, M. Environmental performance of bio-based and biodegradable plastics: the road ahead. **Chemical Society Reviews**, v. 46, n. 22, p. 6855–6871, 2017. Disponível em: <<https://xlink.rsc.org/?DOI=C7CS00149E>>.

LANGNER, M.; GREINER, A. Wet-Laid Meets Electrospinning: Nonwovens for Filtration Applications from Short Electrospun Polymer Nanofiber Dispersions. **Macromolecular Rapid Communications**, v. 37, n. 4, p. 351–355, fev. 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/marc.201500514>>.

LARCOMBE, A. N.; JANKA, M. A.; MULLINS, B. J.; BERRY, L. J.; BREDIN, A.; FRANKLIN, P. J. The effects of electronic cigarette aerosol exposure on inflammation and lung function in mice. **American Journal of Physiology-Lung Cellular and Molecular Physiology**, v. 313, n. 1, p. L67–L79, 1 jul. 2017. Disponível em: <<https://www.physiology.org/doi/10.1152/ajplung.00203.2016>>.

LEE, H.; JEON, S. Polyacrylonitrile Nanofiber Membranes Modified with Ni-Based Conductive Metal Organic Frameworks for Air Filtration and Respiration Monitoring. **ACS Applied Nano Materials**, v. 3, n. 8, p. 8192–8198, 28 ago. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsanm.0c01619>>.

LEE, H.; KIM, S.; JOO, H.; CHO, H.; PARK, K. A Study on Performance and Reusability of Certified and Uncertified Face Masks. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 22, n. 2, p. 210370, 2022. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-21-12-jk-0370>>.

LEE, J.-S.; PARK, K.-Y.; YOO, D.-J.; SUH, K.-D. In situ compatibilization of PET/PS blends through carbamate-functionalized reactive copolymers. **Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics**, v. 38, n. 10, p. 1396–1404, 15 maio 2000. Disponível em: <[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-0488\(20000515\)38:10%3C1396::AID-POLB170%3E3.0.CO;2-0](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-0488(20000515)38:10%3C1396::AID-POLB170%3E3.0.CO;2-0)>.

LEE, K.; LEE, B.; KIM, C.; KIM, H.; KIM, K.; NAH, C. Stress-strain behavior of the electrospun thermoplastic polyurethane elastomer fiber mats. **Macromolecular Research**, v. 13, n. 5, p. 441–445, out. 2005. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF03218478>>.

LEE, S.-B.; CHO, H.-J.; HA, Y.-M.; KIM, S.-J.; CHUNG, B.-J.; SON, W. K.; KANG, K. S.; JUNG, Y. C.; PARK, K.; LEE, J.-S. Enhancing the durability of filtration the ultrafine aerosol by electrospun polymer filter containing quaternary ammonium moiety. **Polymer**, v. 121, p. 211–216, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386117305967>>.

LEUNG, W. W.-F.; HUNG, C.-H.; YUEN, P.-T. Effect of face velocity, nanofiber packing density and thickness on filtration performance of filters with nanofibers coated on a substrate. **Separation and Purification Technology**, v. 71, n. 1, p. 30–37, jan. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586609004407>>.

LI, B.; LIU, W.; WU, Y. Synthesis of long-chain branched isotactic-rich polystyrene via cationic polymerization. **Polymer**, v. 53, n. 15, p. 3194–3202, jul. 2012.

LI, C.; BUSQUETS, R.; MORUZZI, R. B.; CAMPOS, L. C. Preliminary study on low-density polystyrene microplastics bead removal from drinking water by coagulation-flocculation and sedimentation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 44, p. 102346, dez. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214714421004335>>.

LI, D.; SHEN, Y.; WANG, L.; LIU, F.; DENG, B.; LIU, Q. Hierarchical Structured Polyimide–Silica Hybrid Nano/Microfiber Filters Welded by Solvent Vapor for Air Filtration. **Polymers**, v. 12, n. 11, p. 2494, 27 out. 2020a. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4360/12/11/2494>>.

LI, D.; XIA, Y. Electrospinning of nanofibers: Reinventing the wheel? **Advanced Materials**, v. 16, n. 14, p. 1151–1170, 2004.

LI, H.; WANG, Z.; ZHANG, H.; PAN, Z. Nanoporous PLA/(Chitosan Nanoparticle) Composite Fibrous Membranes with Excellent Air Filtration and Antibacterial Performance. **Polymers**, v. 10, n. 10, p. 1085, 30 set. 2018a. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4360/10/10/1085>>.

LI, J.; GAO, F.; LIU, L. Q.; ZHANG, Z. Needleless electro-spun nanofibers used for filtration of small particles. **Express Polymer Letters**, v. 7, n. 8, p. 683–689, 2013. Disponível em: <<http://www.expresspolymlett.com/letolt.php?file=EPL-0004447&mi=c>>.

LI, J.; ZHANG, D.; YANG, T.; YANG, S.; YANG, X.; ZHU, H. Nanofibrous membrane of graphene oxide-in-polyacrylonitrile composite with low filtration resistance for the effective capture of PM_{2.5}. **Journal of Membrane Science**, v. 551, p. 85–92, abr. 2018b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0376738817336153>>.

LI, N.; GEORAS, S.; ALEXIS, N.; FRITZ, P.; XIA, T.; WILLIAMS, M. A.; HORNER, E.; NEL, A. A work group report on ultrafine particles (American Academy of Allergy, Asthma & Immunology): Why ambient ultrafine and engineered nanoparticles should receive special attention for possible adverse health outcomes in human subjects. **Journal of Allergy and Clinical Immunology**, v. 138, n. 2, p. 386–396, 2016a.

LI, P.; QIAO, Y.; ZHAO, L.; YAO, D.; SUN, H.; HOU, Y.; LI, S.; LI, Q. Electrospun PS/PAN fibers with improved mechanical property for removal of oil from water. **Marine Pollution Bulletin**, v. 93, n. 1–2, p. 75–80, 2015a.

LI, P.; WANG, C.; ZHANG, Y.; WEI, F. Air Filtration in the Free Molecular Flow Regime: A Review of High-Efficiency Particulate Air Filters Based on Carbon Nanotubes. **Small**, v. 10, n. 22, p. 4543–4561, nov. 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/sml.201401553>>.

LI, Q.; WYATT, A.; KAMENS, R. M. Oxidant generation and toxicity enhancement of aged-diesel exhaust. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 5, p. 1037–1042, fev. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231008010820>>.

LI, X.; PENG, Y.; DENG, Y.; YE, F.; ZHANG, C.; HU, X.; LIU, Y.; ZHANG, D. Recycling and Reutilizing Polymer Waste via Electrospun Micro/Nanofibers: A Review. **Nanomaterials**, v. 12, n. 10, p. 1663, 13 maio 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2079-4991/12/10/1663>>.

LI, X.; WANG, N.; FAN, G.; YU, J.; GAO, J.; SUN, G.; DING, B. Electretted polyetherimide-silica fibrous membranes for enhanced filtration of fine particles. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 439, p. 12–20, fev. 2015b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979714007681>>.

LI, Y.; CAO, L.; YIN, X.; SI, Y.; YU, J.; DING, B. Ultrafine, self-crimp, and electret nano-wool for low-resistance and high-efficiency protective filter media against PM_{0.3}. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 578, p. 565–573, out. 2020b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979720307426>>.

LI, Y.; WU, X.; SONG, J.; LI, J.; SHAO, Q.; CAO, N.; LU, N.; GUO, Z. Reparation of recycled acrylonitrile-butadiene-styrene by pyromellitic dianhydride: Reparation performance evaluation and property analysis. **Polymer**, v. 124, p. 41–47, ago. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386117307097>>.

LI, Y.; YIN, X.; SI, Y.; YU, J.; DING, B. All-polymer hybrid electret fibers for high-efficiency and low-resistance filter media. **Chemical Engineering Journal**, v. 398, n. May, p. 125626, out. 2020c. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S138589472031754X>>.

LI, Y.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Electrospun nanofibers for high-performance air filtration. **Composites Communications**, v. 15, p. 6–19, 2019.

LI, Z.; LI, T.; AN, L.; FU, P.; GAO, C.; ZHANG, Z. Highly efficient chromium(VI) adsorption with nanofibrous filter paper prepared through electrospinning chitosan/polymethylmethacrylate composite. **Carbohydrate Polymers**, v. 137, p. 119–126, fev. 2016b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0144861715010395>>.

LIANG, X.; HUANG, D. New Insights into the Effects of Physical Aging on Glass Transition of Polystyrene by FTIR. **Journal of Macromolecular Science, Part B**, v. 51, n. 2, p. 348–357, fev. 2012.

LIBARDONI, M. Analysis of human breath samples with a multi-bed sorption trap and comprehensive two-dimensional gas chromatography (GC×GC). **Journal of Chromatography B**, v. 842, n. 1, p. 13–21, 14 set. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1570023206003825>>.

LIMA, F. de A.; CHAGAS, P. A. M.; HONORATO, A. C. S.; DA SILVA, E. N.; AGUIAR, M. L.; GUERRA, V. G. Multifactorial evaluation of an ultra-fast process for electrospinning of recycled expanded polystyrene to manufacture high-efficiency membranes for nanoparticle air filtration. **Journal of Environmental Management**, v. 362, p. 121352, jun. 2024.

LIMA, F. de A.; GUERRA, V. G. Influence of wire spacing and plate spacing on electrostatic precipitation of nanoparticles: An approach involving electrostatic shielding and diffusion charging. **Particuology**, v. 80, p. 127–139, set. 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S167420012200270X>>.

LIMA, F. de A.; MEDEIROS, G. B.; CHAGAS, P. A. M.; AGUIAR, M. L.; GUERRA, V. G. Aerosol Nanoparticle Control by Electrostatic Precipitation and Filtration Processes—A Review. **Powders**, v. 2, n. 2, p. 259–298, 10 abr. 2023. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2674-0516/2/2/17>>.

LIN, G. Y.; CUC, L. T.; LU, W.; TSAI, C. J.; CHEIN, H. M.; CHANG, F. T. High-efficiency wet electrocyclone for removing fine and nanosized particles. **Separation and Purification Technology**, v. 114, p. 99–107, 2013.

LIN, J.-H.; HUANG, C.-L.; LI, T.-T.; LEE, Y.-M.; WU, Z.-H.; LOU, C.-W. Extended PTFE fabrics used as high-temperature filter clothes: manufacturing technique and chemical stability evaluation. **The Journal of The Textile Institute**, v. 106, n. 8, p. 793–799, 3 ago. 2015. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00405000.2014.944819>>.

LIN, J.; DING, B.; YANG, J.; YU, J.; SUN, G. Subtle regulation of the micro- and nanostructures of electrospun polystyrene fibers and their application in oil absorption. **Nanoscale**, v. 4, n. 1, p. 176–182, 2012. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C1NR10895F>>.

LIN, J.; DING, B.; YU, J. Direct Fabrication of Highly Nanoporous Polystyrene Fibers via Electrospinning. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 2, n. 2, p. 521–528, 24 fev. 2010. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/am900736h>>.

LIN, T.; WANG, H.; WANG, H.; WANG, X. The charge effect of cationic surfactants on the

elimination of fibre beads in the electrospinning of polystyrene. **Nanotechnology**, v. 15, n. 9, p. 1375–1381, 1 set. 2004. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/0957-4484/15/9/044>>.

LIU, C.; HSU, P.-C.; LEE, H.-W.; YE, M.; ZHENG, G.; LIU, N.; LI, W.; CUI, Y. Transparent air filter for high-efficiency PM_{2.5} capture. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 6205, 16 fev. 2015a. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/ncomms7205>>.

LIU, G.; XIAO, M.; ZHANG, X.; GAL, C.; CHEN, X.; LIU, L.; PAN, S.; WU, J.; TANG, L.; CLEMENTS-CROOME, D. A review of air filtration technologies for sustainable and healthy building ventilation. **Sustainable Cities and Society**, v. 32, p. 375–396, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S221067071630734X>>.

LIU, H.; WANG, C.; TAN, J.; YANG, W.; CHENG, L. Insights into the tensile behavior of polymer nanofibers with hierarchically twisted chains. **Computational Materials Science**, v. 194, p. 110463, jun. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0927025621001889>>.

LIU, J.; PUI, D. Y. H.; WANG, J. Removal of airborne nanoparticles by membrane coated filters. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 22, p. 4868–4874, out. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969711008357>>.

LIU, K.; XIAO, Z.; MA, P.; CHEN, J.; LI, M.; LIU, Q.; WANG, Y.; WANG, D. Large scale poly(vinyl alcohol-co-ethylene)/TiO₂ hybrid nanofibrous filters with efficient fine particle filtration and repetitive-use performance. **RSC Advances**, v. 5, n. 107, p. 87924–87931, 2015b. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C5RA15620C>>.

LIU, W.; HUANG, C.; JIN, X. Electrospinning of Grooved Polystyrene Fibers: Effect of Solvent Systems. **Nanoscale Research Letters**, v. 10, n. 1, p. 237, 27 dez. 2015. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1186/s11671-015-0949-5>>.

LIU, X.; SHEN, H.; NIE, X. Study on the Filtration Performance of the Baghouse Filters for Ultra-Low Emission as a Function of Filter Pore Size and Fiber Diameter. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 2, p. 247, 16 jan. 2019. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1660-4601/16/2/247>>.

LIU, Y.; PARK, M.; DING, B.; KIM, J.; EL-NEWEHY, M.; AL-DEYAB, S. S.; KIM, H.-Y. Facile electrospun Polyacrylonitrile/poly(acrylic acid) nanofibrous membranes for high efficiency particulate air filtration. **Fibers and Polymers**, v. 16, n. 3, p. 629–633, 7 mar. 2015c. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12221-015-0629-1>>.

LIU, Y.; SHAO, H.; WANG, H.; JI, Z.; BAI, R.; CHEN, F.; LI, B.; CHANG, C.; LIN, T. Improvement of Air Filtration Performance Using Nanofibrous Membranes with a Periodic Variation in Packing Density. **Advanced Materials Interfaces**, v. 9, n. 2, 2 jan. 2022. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/admi.202101848>>.

LIU, Y.; SHI, Z.; ZOU, Y.; YU, J.; LIU, L.; FAN, Y. Comparison of cellulose and chitin nanofibers on Pickering emulsion stability—Investigation of size and surface wettability contribution. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 235, p. 123754, abr. 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813023006487>>.

LOCARNO, S.; ELETA-LOPEZ, A.; LUPO, M. G.; GELMI, M. L.; CLERICI, F.; BITTNER,

A. M. Electrospinning of pyrazole-isothiazole derivatives: nanofibers from small molecules. **RSC Advances**, v. 9, n. 36, p. 20565–20572, 2019. Disponível em: <<https://xlink.rsc.org/?DOI=C9RA02486G>>.

LÓPEZ-AENLLE, M.; NORIEGA, A.; PELAYO, F. Mechanical characterization of polyvinil butyral from static and modal tests on laminated glass beams. **Composites Part B: Engineering**, v. 169, p. 9–18, jul. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359836819306900>>.

LOU, L.; OSEMWEGIE, O.; RAMKUMAR, S. S. Functional Nanofibers and Their Applications. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 59, n. 13, p. 5439–5455, 2020.

LUCHINSKY, D. G.; HAFIYCHUK, H.; HAFIYCHUK, V.; CHAKI, K.; NITTA, H.; OZAWA, T.; WHEELER, K. R.; PRATER, T. J.; MCCLINTOCK, P. V. E. Welding dynamics in an atomistic model of an amorphous polymer blend with polymer–polymer interface. **Journal of Polymer Science**, v. 58, n. 15, p. 2051–2061, 3 ago. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pol.20190253>>.

LUCIANI, V.; BONIFAZI, G.; REM, P.; SERRANTI, S. Upgrading of PVC rich wastes by magnetic density separation and hyperspectral imaging quality control. **Waste Management**, v. 45, p. 118–125, nov. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X14004991>>.

MAA, C.; CHANG, F.-C. In situ compatibilization of PET/PS blends through reactive copolymers. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 49, n. 5, p. 913–924, 5 ago. 1993. Disponível em: <[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1097-4628\(19990906\)73:10%3C2029::AID-APP21%3E3.0.CO;2-U](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1097-4628(19990906)73:10%3C2029::AID-APP21%3E3.0.CO;2-U)>.

MAAFA, I. M. Pyrolysis of polystyrene waste: A review. **Polymers**, v. 13, n. 2, p. 1–30, 2021.

MACHRY, K.; SOUZA, C. W. O.; AGUIAR, M. L.; BERNARDO, A. Prevention of pathogen microorganisms at indoor air ventilation system using synthesized copper nanoparticles. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 100, n. 8, p. 1739–1746, 30 ago. 2022. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cjce.24272>>.

MACLEOD, M.; ARP, H. P. H.; TEKMAN, M. B.; JAHNKE, A. The global threat from plastic pollution. **Science**, v. 373, n. 6550, p. 61–65, 2 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/10.1126/science.abg5433>>.

MAHAR, F. K.; MEHDI, M.; QURESHI, U. A.; BROHI, K. M.; ZAHID, B.; AHMED, F.; KHATRI, Z. Dyeability of recycled electrospun polyethylene terephthalate (PET) nanofibers: Kinetics and thermodynamic study. **Journal of Molecular Liquids**, v. 248, p. 911–919, dez. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167732217340497>>.

MAJCHRZYCKA, K.; OKRASA, M.; JACHOWICZ, A.; SZULC, J.; GUTAROWSKA, B. Microbial Growth on Dust-Loaded Filtering Materials Used for the Protection of Respiratory Tract as a Factor Affecting Filtration Efficiency. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 9, p. 1902, 1 set. 2018. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1660-4601/15/9/1902>>.

MAJCHRZYCKA, K.; OKRASA, M.; SZULC, J.; BRYCKI, B.; GUTAROWSKA, B. Time-

Dependent Antimicrobial Activity of Filtering Nonwovens with Gemini Surfactant-Based Biocides. **Molecules**, v. 22, n. 10, p. 1620, 27 set. 2017. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1420-3049/22/10/1620>>.

MAKSoud, F. J.; LAMEH, M.; FAYYAD, S.; ISMAIL, N.; TEHRANI-BAGHA, A. R.; GHADDAR, N.; GHALI, K. Electrospun waterproof breathable membrane with a high level of aerosol filtration. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 135, n. 2, 10 jan. 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.45660>>.

MALEKI, H.; GHAREHAGHAJI, A. A.; MORONI, L.; DIJKSTRA, P. J. Influence of the solvent type on the morphology and mechanical properties of electrospun PLLA yarns. **Biofabrication**, v. 5, n. 3, p. 035014, 14 ago. 2013. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1758-5082/5/3/035014>>.

MALIZIA, A.; MONMANY-GARZIA, A. C. Terrestrial ecologists should stop ignoring plastic pollution in the Anthropocene time. **Science of The Total Environment**, v. 668, p. 1025–1029, jun. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719310228>>.

MAMUN, A. Al; PRASETYA, T. A. E.; DEWI, I. R.; AHMAD, M. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. **Science of The Total Environment**, v. 858, p. 159834, fev. 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969722069340>>.

MAO, N. D.; THANH, T. D.; THUONG, N. T.; GRILLET, A.-C.; KIM, N. H.; LEE, J. H. Enhanced mechanical and thermal properties of recycled ABS/nitrile rubber/nanofil N15 nanocomposites. **Composites Part B: Engineering**, v. 93, p. 280–288, maio 2016a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359836816300634>>.

MAO, X.; BAI, Y.; YU, J.; DING, B. Flexible and Highly Temperature Resistant Polynanocrystalline Zirconia Nanofibrous Membranes Designed for Air Filtration. **Journal of the American Ceramic Society**, v. 99, n. 8, p. 2760–2768, 2 ago. 2016b. Disponível em: <<https://ceramics.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jace.14278>>.

MARTÍNEZ, O.; BRAVO, A. G.; PINTO, N. J. Fabrication of Poly(vinylidene fluoride–trifluoroethylene)/Poly(3,4-ethylenedioxythiophene)–Polystyrene Sulfonate Composite Nanofibers via Electrospinning. **Macromolecules**, v. 42, n. 20, p. 7924–7929, 27 out. 2009. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ma901365c>>.

MARTUZEVICIUS, D.; PRASAUSKAS, T.; SETYAN, A.; O'CONNELL, G.; CAHOURS, X.; JULIEN, R.; COLARD, S. Characterization of the Spatial and Temporal Dispersion Differences Between Exhaled E-Cigarette Mist and Cigarette Smoke. **Nicotine & Tobacco Research**, v. 21, n. 10, p. 1371–1377, 19 set. 2019. Disponível em: <<https://academic.oup.com/ntr/article/21/10/1371/5040053>>.

MATA, G. C. da; MORAIS, M. S.; OLIVEIRA, W. P. de; AGUIAR, M. L. Composition Effects on the Morphology of PVA/Chitosan Electrospun Nanofibers. **Polymers**, v. 14, n. 22, p. 4856, 11 nov. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4360/14/22/4856>>.

MATA, G. C.; MORAIS, M. S.; DE OLIVEIRA, W. P.; AGUIAR, M. L. Sustainable surgical masks: optimizing fine/ultrafine particle filtration using PVA/chitosan electrospun nanofibers. **Environmental Science: Nano**, v. 10, n. 8, p. 2185–2200, 2023. Disponível em: <<https://xlink.rsc.org/?DOI=D3EN00182B>>.

MATERÓN, E. M.; MIYAZAKI, C. M.; CARR, O.; JOSHI, N.; PICCIANI, P. H. S.; DALMASCHIO, C. J.; DAVIS, F.; SHIMIZU, F. M. Magnetic nanoparticles in biomedical applications: A review. **Applied Surface Science Advances**, v. 6, p. 100163, dez. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666523921001094>>.

MATSON, U. Indoor and outdoor concentrations of ultrafine particles in some Scandinavian rural and urban areas. **Science of the Total Environment**, v. 343, n. 1–3, p. 169–176, 2005.

MAZE, B.; VAHEDI TAFRESHI, H.; WANG, Q.; POURDEYHIMI, B. A simulation of unsteady-state filtration via nanofiber media at reduced operating pressures. **Journal of Aerosol Science**, v. 38, n. 5, p. 550–571, maio 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021850207000481>>.

MCCLEMENTS, D. J. Critical Review of Techniques and Methodologies for Characterization of Emulsion Stability. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 47, n. 7, p. 611–649, 27 set. 2007. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10408390701289292>>.

MCKAY, I. D. Polystyrene/polyethylene terephthalate/polystyrene-block–polycaprolactone blends: Emulsification and mechanical performance. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 43, n. 9, p. 1593–1603, 5 nov. 1991. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.1991.070430902>>.

MCKEE, M. G.; WILKES, G. L.; COLBY, R. H.; LONG, T. E. Correlations of Solution Rheology with Electrospun Fiber Formation of Linear and Branched Polyesters. **Macromolecules**, v. 37, n. 5, p. 1760–1767, 1 mar. 2004. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ma035689h>>.

MECOZZI, M.; NISINI, L. The differentiation of biodegradable and non-biodegradable polyethylene terephthalate (PET) samples by FTIR spectroscopy: A potential support for the structural differentiation of PET in environmental analysis. **Infrared Physics & Technology**, v. 101, p. 119–126, set. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1350449519301252>>.

MEDEIROS, G. B.; LIMA, F. de A.; DE ALMEIDA, D. S.; GUERRA, V. G.; AGUIAR, M. L. Modification and Functionalization of Fibers Formed by Electrospinning: A Review. **Membranes**, v. 12, n. 9, p. 861, 6 set. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2077-0375/12/9/861>>.

MEGAHED, A. A.; ZOALFAKAR, S. H.; HASSAN, A. E. A.; ALI, A. A. A novel polystyrene/epoxy ultra-fine hybrid fabric by electrospinning. **Polymers for Advanced Technologies**, v. 29, n. 1, p. 517–527, jan. 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pat.4159>>.

MEHDI, M.; MAHAR, F. K.; QURESHI, U. A.; KHATRI, M.; KHATRI, Z.; AHMED, F.; KIM, I. S. Preparation of colored recycled polyethylene terephthalate nanofibers from waste bottles: Physicochemical studies. **Advances in Polymer Technology**, v. 37, n. 8, p. 2820–2827, dez. 2018a. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/adv.21954>>.

MEHDI, M.; MAHAR, F. K.; QURESHI, U. A.; KHATRI, M.; KHATRI, Z.; AHMED, F.; KIM, I. S. Preparation of colored recycled polyethylene terephthalate nanofibers from waste bottles: Physicochemical studies. **Advances in Polymer Technology**, v. 37, n. 8, p. 2820–2827,

23 dez. 2018b.

MERIGHI, S.; MAZZOCCHETTI, L.; BENELLI, T.; MACCAFERRI, E.; ZUCHELLI, A.; D'AMORE, A.; GIORGINI, L. A New Wood Surface Flame-Retardant Based on Poly- m -Aramid Electrospun Nanofibers. **Polymer Engineering & Science**, v. 59, n. 12, p. 2541–2549, 13 dez. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pen.25235>>.

METWALLY, B. S.; RASHED, S. A.; EL-SHEIKH, M. N.; HAMOUDA, A. S. Dyeing of Recycled Electrospun Polyamide 6 Nanofibers: Implications of Dye Particle Size. **Fibers and Polymers**, v. 24, n. 5, p. 1681–1693, 29 maio 2023. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s12221-023-00165-0>>.

MIKHEEV, A. Y.; SHLYAPNIKOV, Y. M.; KANEV, I. L.; AVSEENKO, A. V.; MOROZOV, V. N. Filtering and optical properties of free standing electrospun nanomats from nylon-4,6. **European Polymer Journal**, v. 75, p. 317–328, fev. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0014305716300027>>.

MIRALBES, R.; HIGUERA, S.; RANZ, D.; GOMEZ, J. A. Comparative analysis of mechanical properties and energy absorption capabilities of functionally graded and non-graded thermoplastic sheet gyroid structures. **Mechanics of Advanced Materials and Structures**, v. 29, n. 26, p. 5142–5155, 26 out. 2022. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15376494.2021.1949509>>.

MIRJALILI, A.; DONG, B.; PENA, P.; OZKAN, C. S.; OZKAN, M. Upcycling of polyethylene terephthalate plastic waste to microporous carbon structure for energy storage. **Energy Storage**, v. 2, n. 6, 16 dez. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/est2.201>>.

MIRZAEI, F.; ABBASI, A.; DEGHAN, S. F.; POURMAND, M. R.; MORTAZAVI, S.-S.; MASOORIAN, E.; MOUSAVI, T.; GOLBABAIEI, F. Removal of Bioaerosols Using Metal-Organic Frameworks Incorporated into Electrospun Nanofibers. **Fibers and Polymers**, v. 22, n. 9, p. 2424–2432, 19 set. 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s12221-021-0144-5>>.

MITCHELL, S. .; DAVIDSON, M. .; EMMISON, N.; BRADLEY, R. . Isopropyl alcohol plasma modification of polystyrene surfaces to influence cell attachment behaviour. **Surface Science**, v. 561, n. 1, p. 110–120, jul. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0039602804004777>>.

MOGHARBEL, R. T.; ALMAHRI, A.; ALAYSUY, O.; ALZHRANI, S. O.; ALORABI, A. Q.; AL-QAHTANI, S. D.; EL-METWALY, N. M. Preparation of photochromic solution blow spun polycarbonate nanofibers from recycled plastic for optical anticounterfeiting. **Optical Materials**, v. 141, p. 113936, jul. 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925346723005086>>.

MOHAN, A.; SINGHAL, R.; RAMANAN, S. R. A study on the effect of the collector properties on the fabrication of magnetic polystyrene nanocomposite fibers using the electrospinning technique. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 140, n. 6, 10 fev. 2023. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.53461>>.

MOHNEN, V.; HIDY, G. M. Measurements of atmospheric nanoparticles (1875-1980). **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 91, n. 11, p. 1525–1539, 2010.

MOHRAZ, M. H.; GOLBABAIEI, F.; YU, I. J.; MANSOURNIA, M. A.; ZADEH, A. S.; DEGHAN, S. F. Preparation and optimization of multifunctional electrospun polyurethane/chitosan nanofibers for air pollution control applications. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 2, p. 681–694, 8 fev. 2019. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s13762-018-1649-3>>.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 6th. ed. Hoboken: John Wiley and Sons Incorporated, 2014. 832 p.

MOORE, K. F.; NING, Z.; NTZIACHRISTOS, L.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Daily variation in the properties of urban ultrafine aerosol—Part I: Physical characterization and volatility. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 38, p. 8633–8646, dez. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231007006498>>.

MORSÜMBÜL, S.; AKÇAKOCA KUMBASAR, E. P.; ALIR KIYAK, S.; ALEMDAR, I. G. A new approach to photochromic nanofiber-based ultraviolet sensors with grayscale adaptation. **Polymer Engineering & Science**, 27 jun. 2024. Disponível em: <<https://4spepublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pen.26844>>.

MOURET, G.; CALLE-CHAZELET, S.; THOMAS, D.; BEMER, D.; APPERT-COLLIN, J.-C. Nanoparticles filtration by leaked fibrous filters. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 170, p. 012028, 1 maio 2009. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/170/1/012028>>.

MOURET, G.; CHAZELET, S.; THOMAS, D.; BEMER, D. Discussion about the thermal rebound of nanoparticles. **Separation and Purification Technology**, v. 78, n. 2, p. 125–131, abr. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586611000384>>.

MUKERJEE, R.; WU, C. F. J. **A Modern Theory of Factorial Designs**. New York, NY: Springer New York, 2006.

MUMBACH, G. D.; BOLZAN, A.; MACHADO, R. A. F. A closed-loop process design for recycling expanded polystyrene waste by dissolution and polymerization. **Polymer**, v. 209, n. March, p. 1–8, 2020.

MUNIR, M. M.; ADRIAN, M.; BURHANUDDIN, M.; ISKANDAR, F. Fabrication and structure optimization of expanded polystyrene (EPS) waste fiber for high-performance air filtration. **Powder Technology**, v. 402, p. 117357, abr. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591022002510>>.

MUNIR, M. M.; KAMIL, A. I.; BURHANUDDIN, M. High-performance blow spun waste-acrylonitrile butadiene styrene (ABS) fibrous membrane for air filter. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 18, p. 4564–4577, maio 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S223878542200607X>>.

MUNIR, M. M.; SURYAMAS, A. B.; ISKANDAR, F.; OKUYAMA, K. Scaling law on particle-to-fiber formation during electrospinning. **Polymer**, v. 50, n. 20, p. 4935–4943, set. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386109006922>>.

NAIR, S.; HSIAO, E.; KIM, S. H. Melt-Welding and Improved Electrical Conductivity of Nonwoven Porous Nanofiber Mats of Poly(3,4-ethylenedioxythiophene) Grown on Electrospun Polystyrene Fiber Template. **Chemistry of Materials**, v. 21, n. 1, p. 115–121, 13

jan. 2009. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/cm8029449>>.

NALLATHAMBI, G.; BASKAR, D.; SELVAM, A. K. Preparation and characterization of triple layer membrane for water filtration. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 24, p. 29717–29724, 24 ago. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-019-06254-z>>.

NAZARENKO, Y.; ZHEN, H.; HAN, T.; LIOY, P. J.; MAINELIS, G. Potential for Inhalation Exposure to Engineered Nanoparticles from Nanotechnology-Based Cosmetic Powders. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 6, p. 885–892, jun. 2012. Disponível em: <<https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.1104350>>.

NEVSHUPA, R.; JIMENEZ-RELINQUE, E.; GRANDE, M.; MARTINEZ, E.; CASTELLOTE, M. Assessment of urban air pollution related to potential nanoparticle emission from photocatalytic pavements. **Journal of Environmental Management**, v. 272, p. 111059, out. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479720309877>>.

NICOLAU, G. da S.; WEBER, R. P.; MONTEIRO, S. N.; MONSORES, K. C.; DA SILVA, A. O. Influence of solution concentration on recycled polycarbonate nanofibers produced by solution blow-spinning process: a short communication. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 21, p. 1454–1460, nov. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2238785422015368>>.

NIKJE, M. M. A.; GARMARUDI, A. B.; IDRIS, A. B. Polyurethane Waste Reduction and Recycling: From Bench to Pilot Scales. **Designed Monomers and Polymers**, v. 14, n. 5, p. 395–421, 2 jan. 2011. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1163/138577211X587618>>.

NIKMATIN, S.; SYAFIYUDDIN, A.; IRWANTO, D. A. Y. Properties of Oil Palm Empty Fruit Bunch-Filled Recycled Acrylonitrile Butadiene Styrene Composites: Effect of Shapes and Filler Loadings with Random Orientation. **BioResources**, v. 12, n. 1, 19 dez. 2016. Disponível em: <<https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/properties-of-oil-palm-empty-fruit-bunch-filled-recycled-acrylonitrile-butadiene-styrene-composites-effect-of-shapes-and-filler-loadings-with-random-orientation/>>.

NING, X.; LIU, N.; SUN, T.; YOU, Y.; LUO, Y.; KANG, E.; CHEN, Z.; WANG, Y.; REN, J. Promotion of adipose stem cell transplantation using GelMA hydrogel reinforced by PLCL/ADM short nanofibers. **Biomedical Materials**, v. 18, n. 6, p. 065003, 1 nov. 2023. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-605X/acf551>>.

NING, Z.; GELLER, M. D.; MOORE, K. F.; SHEESLEY, R.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Daily Variation in Chemical Characteristics of Urban Ultrafine Aerosols and Inference of Their Sources. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 17, p. 6000–6006, 1 set. 2007. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es070653g>>.

NITANAN, T.; OPANASOPIT, P.; AKKARAMONGKOLPORN, P.; ROJANARATA, T.; NGAWHIRUNPAT, T.; SUPAPHOL, P. Effects of processing parameters on morphology of electrospun polystyrene nanofibers. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 29, n. 2, p. 173–181, 19 fev. 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11814-011-0167-5>>.

NOGUCHI, T.; MIYASHITA, M.; INAGAKI, Y.; WATANABE, H. A new recycling system

for expanded polystyrene using a natural solvent. Part 1. A new recycling technique. **Packaging Technology and Science**, v. 11, n. 1, p. 19–27, fev. 1998. Disponível em: <[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1522\(199802\)11:1%3C19::AID-PTS414%3E3.0.CO;2-5](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1522(199802)11:1%3C19::AID-PTS414%3E3.0.CO;2-5)>.

NOREÑA-CARO, D.; ALVAREZ-LÁINEZ, M. Experimental design as a tool for the manufacturing of filtering media based on electrospun polyacrylonitrile/ β -cyclodextrin fibers. **International Journal on Interactive Design and Manufacturing (IJIDeM)**, v. 10, n. 2, p. 153–164, 13 maio 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12008-014-0241-4>>.

NYQUIST, R. A.; PUTZIG, C. L.; LEUGERS, M. A.; MCLACHLAN, R. D.; THILL, B. Comparison of the Vibrational Spectra and Assignments for α -Syndiotactic, β -Syndiotactic, Isotactic, and Atactic Polystyrene and Toluene. **Applied Spectroscopy**, v. 46, n. 6, p. 981–987, jun. 1992.

OCHANDA, F. O.; SAMAHA, M. A.; TAFRESHI, H. V.; TEPPER, G. C.; GAD-EL-HAK, M. Salinity effects on the degree of hydrophobicity and longevity for superhydrophobic fibrous coatings. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 124, n. 6, p. 5021–5026, 15 jun. 2012. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.35615>>.

OECD. Global Plastics Outlook. **Global Plastics Outlook**, 21 jun. 2022.

OHMI, T.; SUDOH, S.; MISHIMA, H. Static charge removal with IPA solution. **IEEE Transactions on Semiconductor Manufacturing**, v. 7, n. 4, p. 440–446, 1994. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/document/330281/>>.

OLEIWI, A. H.; JABUR, A. R.; ALSALHY, Q. F. Preparation of Polystyrene/Polyacrylonitrile Blends by Electrospinning Technique. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1879, n. 2, 2021.

OLIVEIRA, A. E.; AGUIAR, M. L.; GUERRA, V. G. Improved filter media with PVA/citric acid/Triton X-100 nanofibers for filtration of nanoparticles from air. **Polymer Bulletin**, v. 78, n. 11, p. 6387–6408, 23 nov. 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s00289-020-03431-w>>.

OLIVEIRA, A. E.; GUERRA, V. G. Electrostatic precipitation of nanoparticles and submicron particles: review of technological strategies. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 153, p. 422–438, set. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582021004146>>.

OLKHOV, A.; STAROVEROVA, O.; IORDANSKIY, A.; ZAIKOV, G. Structure and Parameters of Polyhydroxybutyrate Nanofibres. **NBI-Technol.**, n. 4, p. 22–29, dez. 2016. Disponível em: <<http://ti.jvolsu.com/index.php/en/component/attachments/download/496>>.

OPÁLKOVÁ ŠIŠKOVÁ, A.; FRAJOVÁ, J.; NOSKO, M. Recycling of poly(ethylene terephthalate) by electrospinning to enhanced the filtration efficiency. **Materials Letters**, v. 278, p. 128426, nov. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167577X20311319>>.

OPÁLKOVÁ ŠIŠKOVÁ, A.; PLEVA, P.; HRŮZA, J.; FRAJOVÁ, J.; SEDLAŘÍKOVÁ, J.; PEER, P.; KLEINOVÁ, A.; JANALÍKOVÁ, M. Reuse of Textile Waste to Production of the

Fibrous Antibacterial Membrane with Filtration Potential. **Nanomaterials**, v. 12, n. 1, p. 50, 24 dez. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2079-4991/12/1/50>>.

ORLANDO, R.; POLAT, M.; AFSHARI, A.; JOHNSON, M. S.; FOJAN, P. Electrospun Nanofibre Air Filters for Particles and Gaseous Pollutants. **Sustainability**, v. 13, n. 12, p. 6553, 8 jun. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/13/12/6553>>.

ÖZKAL, A.; CENGİZ ÇALLIOĞLU, F.; AKDUMAN, Ç. Development of a new nanofibrous composite material from recycled nonwovens to improve sound absorption ability. **The Journal of The Textile Institute**, v. 111, n. 2, p. 189–201, 1 fev. 2020. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00405000.2019.1631075>>.

PADOVANI, G. S.; CARVALHO, S. A. P. T.; DE PAULA, F. R. Polystyrene fibers recycled waste produced by Solution Blow spinning with TiO₂ incorporation. **International Journal of Scientific Research and Management**, v. 9, n. 08, p. 29–35, 15 ago. 2021. Disponível em: <<https://ijsrm.in/index.php/ijsrm/article/view/3305>>.

PAI, C.-L.; BOYCE, M. C.; RUTLEDGE, G. C. Morphology of Porous and Wrinkled Fibers of Polystyrene Electrospun from Dimethylformamide. **Macromolecules**, v. 42, n. 6, p. 2102–2114, 24 mar. 2009. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ma802529h>>.

PAN, D.; SU, F.; LIU, C.; GUO, Z. Research progress for plastic waste management and manufacture of value-added products. **Advanced Composites and Hybrid Materials**, v. 3, n. 4, p. 443–461, 21 dez. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s42114-020-00190-0>>.

PAN, Y.; FARMAHINI-FARAHANI, M.; O'HEARN, P.; XIAO, H.; OCAMPO, H. An overview of bio-based polymers for packaging materials. **Journal of Bioresources and Bioproducts**, v. 1, n. 3, 1 ago. 2016. Disponível em: <<http://jbb.xml-journal.net/en/article/doi/10.21967/jbb.v1i3.49>>.

PAPKOV, D.; ZOU, Y.; ANDALIB, M. N.; GOPONENKO, A.; CHENG, S. Z. D.; DZENIS, Y. A. Simultaneously Strong and Tough Ultrafine Continuous Nanofibers. **ACS Nano**, v. 7, n. 4, p. 3324–3331, 23 abr. 2013. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/nm400028p>>.

PARK, D. H.; JOE, Y. H.; HWANG, J. Dry Aerosol Coating of Anti-viral Particles on Commercial Air Filters Using a High-volume Flow Atomizer. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 19, n. 7, p. 1636–1644, 2019. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-19-04-jk-0212>>.

PARK, D. H.; JOE, Y. H.; PIRI, A.; AN, S.; HWANG, J. Determination of Air Filter Anti-Viral Efficiency against an Airborne Infectious Virus. **Journal of Hazardous Materials**, v. 396, p. 122640, set. 2020a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389420306294>>.

PARK, J. C.; KIM, J.-C.; PARK, S.; KIM, D.-W. Efficient waste polyvinyl(butyril) and cellulose composite enabled carbon nanofibers for oxygen reduction reaction and water remediation. **Applied Surface Science**, v. 510, p. 145505, abr. 2020b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169433220302610>>.

PARKER, K. R. **Applied Electrostatic Precipitation**. [s.l: s.n.]521 p.

PAYNE, J. M.; KAMRAN, M.; DAVIDSON, M. G.; JONES, M. D. Versatile Chemical Recycling Strategies: Value-Added Chemicals from Polyester and Polycarbonate Waste. **ChemSusChem**, v. 15, n. 8, 22 abr. 2022. Disponível em: <<https://chemistry-europe.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cssc.202200255>>.

PENG, K.; MIRZAEIFAR, R. Interplay of Chain Orientation and Bond Length in Size Dependency of Mechanical Properties in Polystyrene Nanofibers. **ACS Applied Polymer Materials**, v. 2, n. 4, p. 1664–1671, 10 abr. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsapm.0c00089>>.

PERELSHTEIN, I.; LEVI, I.; PERKAS, N.; POLLAK, A.; GEDANKEN, A. CuO-Coated Antibacterial and Antiviral Car Air-Conditioning Filters. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 14, n. 21, p. 24850–24855, 1 jun. 2022. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.2c06433>>.

PHAM, Q. P.; SHARMA, U.; MIKOS, A. G. Electrospinning of Polymeric Nanofibers for Tissue Engineering Applications: A Review. **Tissue Engineering**, v. 5, n. 12, p. 1197–1211, 2006.

PILLAY, V.; DOTT, C.; CHOONARA, Y. E.; TYAGI, C.; TOMAR, L.; KUMAR, P.; TOIT, L. C.; NDESENDO, V. M. K. A Review of the Effect of Processing Variables on the Fabrication of Electrospun Nanofibers for Drug Delivery Applications. v. 2013, p. 22, 2013.

PIÑERO, R.; GARCÍA, J.; COCERO, M. J. Chemical recycling of polycarbonate in a semi-continuous lab-plant. A green route with methanol and methanol–water mixtures. **Green Chemistry**, v. 7, n. 5, p. 380, 2005. Disponível em: <<https://xlink.rsc.org/?DOI=b500461f>>.

POND, Z. A.; SAHA, P. K.; COLEMAN, C. J.; PRESTO, A. A.; ROBINSON, A. L.; ARDEN POPE III, C. Mortality risk and long-term exposure to ultrafine particles and primary fine particle components in a national U.S. Cohort. **Environment International**, v. 167, p. 107439, set. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016041202200366X>>.

PRINCE, J. A.; RANA, D.; MATSUURA, T.; AYYANAR, N.; SHANMUGASUNDARAM, T. S.; SINGH, G. Nanofiber based triple layer hydro-philic/-phobic membrane - a solution for pore wetting in membrane distillation. **Scientific Reports**, v. 4, n. 1, p. 6949, 7 nov. 2014. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/srep06949>>.

PRZEKOP, R.; GRADON, L. Deposition and Filtration of Nanoparticles in the Composites of Nano- and Microsized Fibers. **Aerosol Science and Technology**, v. 42, n. 6, p. 483–493, 24 abr. 2008. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02786820802187077>>.

RAHIMI, A. R.; GARCÍA, J. M. Chemical recycling of waste plastics for new materials production. **Nature Reviews Chemistry**, v. 1, p. 1–11, 2017.

RAHMA, A.; MUNIR, M. M.; KHAIRURRIJAL; PRASETYO, A.; SUENDO, V.; RACHMAWATI, H. Intermolecular Interactions and the Release Pattern of Electrospun Curcumin-Polyvinyl(pyrrolidone) Fiber. **Biological & Pharmaceutical Bulletin**, v. 39, n. 2, p. 163–173, 2016. Disponível em: <https://www.jstage.jst.go.jp/article/bpb/39/2/39_b15-00391/_article>.

RAJABINEZHAD, H.; KHAJAVI, R.; RASHIDI, A.; MANSOURI, N.; YAZDANSHENAS,

M. E. Recycling of Used Bottle Grade Poly Ethyleneterephthalate to Nanofibers by Melt-electrospinning Method. **Internation Journal of Environmental Research (IJER)**, v. 3, n. 4, p. 663–670, 2009.

RAJAK, A.; HAPIDIN, D. A.; ISKANDAR, F.; MUNIR, M. M.; KHAIRURRIJAL, K. Controlled morphology of electrospun nanofibers from waste expanded polystyrene for aerosol filtration. **Nanotechnology**, v. 30, n. 42, p. 425602, 18 out. 2019. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1361-6528/ab2e3b>>.

RAJAK, A.; HAPIDIN, D. A.; ISKANDAR, F.; MUNIR, M. M.; KHAIRURRIJAL, K. Electrospun nanofiber from various source of expanded polystyrene (EPS) waste and their characterization as potential air filter media. **Waste Management**, v. 103, p. 76–86, 2020.

RAMAKRISHNA, S.; FUJIHARA, K.; TEO, W.-E.; LIM, T.-C.; MA, Z. **An Introduction to Electrospinning and Nanofibers**. [s.l.] WORLD SCIENTIFIC, 2005.

RANAKOTI, L.; GANGIL, B.; MISHRA, S. K.; SINGH, T.; SHARMA, S.; ILYAS, R. A.; EL-KHATIB, S. Critical Review on Polylactic Acid: Properties, Structure, Processing, Biocomposites, and Nanocomposites. **Materials**, v. 15, n. 12, p. 4312, 17 jun. 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1944/15/12/4312>>.

RAO, A. R.; K, S. V; YEOLEKAR, S. M.; PATEL, N. P. Synthesis of Styrenic Triblock Copolymer and its Application in Polyester Blends. **Macromolecular Symposia**, v. 398, n. 1, 23 ago. 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/masy.201900201>>.

RAVICHANDRAN, D.; XU, W.; FRANKLIN, R.; KANTH, N.; JAMBHULKAR, S.; SHUKLA, S.; SONG, K. Fabricating Fibers of a Porous-Polystyrene Shell and Particle-Loaded Core. **Molecules**, v. 24, n. 22, p. 4142, 15 nov. 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1420-3049/24/22/4142>>.

REMIRO, P. de F. R.; SOUSA, C. P.; ALVES, H. C.; BERNARDO, A.; AGUIAR, M. L. In Situ Evaluation of Filter Media Modified by Biocidal Nanomaterials to Control Bioaerosols in Internal Environments. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 5, p. 176, 19 maio 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11270-021-05105-3>>.

REN, T.; SI, Y.; YANG, J.; DING, B.; YANG, X.; HONG, F.; YU, J. Polyacrylonitrile/polybenzoxazine-based Fe₃O₄@carbon nanofibers: hierarchical porous structure and magnetic adsorption property. **Journal of Materials Chemistry**, v. 22, n. 31, p. 15919, 2012. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c2jm33214k>>.

REN, T.; ZHAN, H.; XU, H.; CHEN, L.; SHEN, W.; XU, Y.; ZHAO, D.; SHAO, Y.; WANG, Y. Recycling and high-value utilization of polyethylene terephthalate wastes: A review. **Environmental Research**, v. 249, p. 118428, maio 2024. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013935124003323>>.

RENEKER, D. H.; CHUN, I. Nanometre diameter fibres of polymer, produced by electrospinning. **Nanotechnology**, v. 7, n. 3, p. 216, 1 set. 1996. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/0957-4484/7/3/009>>. Acesso em: 19 mar. 2023.

RENGASAMY, S.; EIMER, B. C. Nanoparticle Penetration through Filter Media and Leakage through Face Seal Interface of N95 Filtering Facepiece Respirators. **The Annals of Occupational Hygiene**, v. 56, n. 5, p. 568–580, 15 jun. 2012. Disponível em:

<<https://academic.oup.com/annweh/article/56/5/568/159920/Nanoparticle-Penetration-through-Filter-Media-and>>.

REZAEI, B.; SHOUSHTARI, A. M.; RABIEE, M.; UZUN, L.; TURNER, A. P. F.; CHEUNG MAK, W. Multifactorial modeling and optimization of solution and electrospinning parameters to generate superfine polystyrene nanofibers. **Advances in Polymer Technology**, v. 37, n. 8, p. 2743–2755, dez. 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/adv.21947>>.

ROBERT, B.; NALLATHAMBI, G. Highly oriented poly (m-phenylene isophthalamide)/polyacrylonitrile based coaxial nanofibers integrated with electrospun polyacrylonitrile-silver nanoparticle: Application in air filtration of particulate and microbial contaminants. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 139, n. 23, p. 52294, 15 jun. 2022a. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.52294>>.

ROBERT, B.; NALLATHAMBI, G. Tailoring mechanically robust nanofibrous membrane for PM 2.5-0.3 filtration and evaluating their behavior using response surface Box–Behnken design. **Separation Science and Technology**, v. 57, n. 16, p. 2583–2595, 2 nov. 2022b. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01496395.2022.2075757>>.

ROBINSON, A. L.; DONAHUE, N. M.; SHRIVASTAVA, M. K.; WEITKAMP, E. A.; SAGE, A. M.; GRIESHOP, A. P.; LANE, T. E.; PIERCE, J. R.; PANDIS, S. N. Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging. **Science**, v. 315, n. 5816, p. 1259–1262, 2 mar. 2007. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/10.1126/science.1133061>>.

ROCHE, R.; YALCINKAYA, F. Incorporation of PVDF Nanofibre Multilayers into Functional Structure for Filtration Applications. **Nanomaterials**, v. 8, n. 10, p. 771, 29 set. 2018. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2079-4991/8/10/771>>.

ROCHE, R.; YALCINKAYA, F. Electrospun Polyacrylonitrile Nanofibrous Membranes for Point-of-Use Water and Air Cleaning. **ChemistryOpen**, v. 8, n. 1, p. 97–103, 24 jan. 2019. Disponível em: <<https://chemistry-europe.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/open.201800267>>.

ROSATO, D. V. **Plastics End Use Applications**. New York, NY: Springer New York, 2011.

RUTKOWSKI, J. V.; LEVIN, B. C. Acrylonitrile–butadiene–styrene copolymers (ABS): Pyrolysis and combustion products and their toxicity—a review of the literature. **Fire and Materials**, v. 10, n. 3–4, p. 93–105, 14 set. 1986. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/fam.810100303>>.

SABIROVA, A.; WANG, S.; FALCA, G.; HONG, P.-Y.; NUNES, S. P. Flexible isoporous air filters for high-efficiency particle capture. **Polymer**, v. 213, p. 123278, jan. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386120311034>>.

SACHINIDOU, P.; BAHK, Y. K.; TANG, M.; ZHANG, N.; CHEN, S. S. C.; PUI, D. Y. H.; LIMA, B. A.; BOSCO, G.; TRONVILLE, P.; MOSIMANN, T.; ERIKSSON, M.; WANG, J. Inter-Laboratory Validation of the Method to Determine the Filtration Efficiency for Airborne Particles in the 3-500 nm Range and Results Sensitivity Analysis. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 17, n. 11, p. 2669–2680, 2017. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-17-03-wfc12-0104>>.

SADAT-SHOJAI, M.; BAKHSHANDEH, G.-R. Recycling of PVC wastes. **Polymer Degradation and Stability**, v. 96, n. 4, p. 404–415, abr. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141391010004556>>.

SADEGHI, B.; MARFAVI, Y.; ALIAKBARI, R.; KOWSARI, E.; BORBOR AJDARI, F.; RAMAKRISHNA, S. Recent Studies on Recycled PET Fibers: Production and Applications: a Review. **Materials Circular Economy**, v. 3, n. 1, p. 4, 22 dez. 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s42824-020-00014-y>>.

SAFFARI, A.; HASHEMINASSAB, S.; WANG, D.; SHAFER, M. M.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Impact of primary and secondary organic sources on the oxidative potential of quasi-ultrafine particles (PM_{0.25}) at three contrasting locations in the Los Angeles Basin. **Atmospheric Environment**, v. 120, p. 286–296, nov. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231015303642>>.

SALAMA, K. F.; ALNIMR, A.; ALAMRI, A.; RADI, M.; ALSHEHRI, B.; RABAAN, A. A.; ALSHAHRANI, M. Nano-treatment of HEPA filters in COVID-19 isolation rooms in an academic medical center in Saudi Arabia. **Journal of Infection and Public Health**, v. 15, n. 9, p. 937–941, set. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1876034122001824>>.

SALEEM, M.; KHAN, R. U.; TAHIR, M. S.; KRAMMER, G. Experimental study of cake formation on heat treated and membrane coated needle felts in a pilot scale pulse jet bag filter using optical in-situ cake height measurement. **Powder Technology**, v. 214, n. 3, p. 388–399, dez. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591011004463>>.

SALMAN, R. H.; ABBAR, A. H. Optimization of a combined electrocoagulation-electro-oxidation process for the treatment of Al-Basra Majnoon Oil field wastewater: Adopting a new strategy. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 183, p. 109227, jan. 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0255270122004305>>.

SALUSSOGLIA, A. I. P.; TANABE, E. H.; AGUIAR, M. L. Evaluation of a vacuum collection system in the preparation of PAN fibers by forcespinning for application in ultrafine particle filtration. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 137, n. 43, p. 49334, 15 nov. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.49334>>.

SAMPER, M. D.; GARCIA-SANOQUERA, D.; PARRES, F.; LÓPEZ, J. Recycling of Expanded Polystyrene from Packaging. **Progress in Rubber, Plastics and Recycling Technology**, v. 26, n. 2, p. 83–92, 1 maio 2010. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/147776061002600202>>.

SANJAY, M. R.; MADHU, P.; JAWAID, M.; SENTHAMARAIKANNAN, P.; SENTHIL, S.; PRADEEP, S. Characterization and properties of natural fiber polymer composites: A comprehensive review. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 566–581, jan. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652617323946>>.

SAWALHA, H.; VENEMA, P.; BOT, A.; FLÖTER, E.; LAN, Y.; VAN DER LINDEN, E. Effects of Oil Type on Sterol-Based Organogels and Emulsions. **Food Biophysics**, v. 16, n. 1, p. 109–118, 7 mar. 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11483-020-09654-8>>.

SENTHIVELAN, T.; KANAGARAJ, J.; PANDA, R. C.; NARAYANI, T. Screening and production of a potential extracellular fungal laccase from *Penicillium chrysogenum*: Media optimization by response surface methodology (RSM) and central composite rotatable design (CCRD). **Biotechnology Reports**, v. 23, p. e00344, set. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2215017X1930044X>>.

SEZAI SARAC, A.; ATES, M.; PARLAK, E. A. Electrolyte and solvent effects of electrocoated polycarbazole thin films on carbon fiber microelectrodes. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 36, n. 8, p. 889–898, 5 ago. 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10800-006-9145-8>>.

SHAKIL, U. A.; ABU HASSAN, S. Bin; YAHYA, M. Y.; REJAB, M. R. M. A focused review of short electrospun nanofiber preparation techniques for composite reinforcement. **Nanotechnology Reviews**, v. 11, n. 1, p. 1991–2014, 21 maio 2022a. Disponível em: <<https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/ntrev-2022-0116/html>>.

SHAKIL, U. A.; ABU HASSAN, S.; YAHYA, M. Y. Electrospun short nanofibers to improve damage resistance of carbon fiber composites. **Polymer Composites**, v. 44, n. 4, p. 2305–2321, 6 abr. 2023. Disponível em: <<https://4spepublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pc.27246>>.

SHAKIL, U. A.; HASSAN, S. B. A.; YAHYA, M. Y.; NAUMAN, S. Mechanical properties of electrospun nanofiber reinforced/interleaved epoxy matrix composites—A review. **Polymer Composites**, v. 41, n. 6, p. 2288–2315, 11 jun. 2020. Disponível em: <<https://4spepublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pc.25539>>.

SHAKIL, U. A.; NAUMAN, S.; HASSAN, S. B. A.; YAHYA, M. Y.; RUSHDAN, A. I. Bin; OTHMAN, F. E. C.; BINOJ, J. S.; YUSOF, N. Mechanical, microstructural, and dynamic mechanical properties of electrospun short nanofiber reinforced epoxy composites. **Polymer Composites**, v. 43, n. 10, p. 7028–7043, 26 out. 2022b. Disponível em: <<https://4spepublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pc.26765>>.

SHAO, W.; ZHANG, Y.; SUN, N.; LI, J.; LIU, F.; HE, J. Polystyrene/Fluorinated Polyurethane Electrospinning Nanofiber Membranes Incorporated with Graphene Oxide–Halamine as Mask Filter Materials for Reusable Antibacterial Applications. **ACS Applied Nano Materials**, v. 5, n. 9, p. 13573–13582, 23 set. 2022. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsanm.2c03269>>.

SHAO, Z.; XIE, J.; JIANG, J.; SHEN, R.; GUI, Z.; LI, H.; WANG, X.; LI, W.; GUO, S.; LIU, Y.; ZHENG, G. Research on topological effect of natural small molecule and high-performance antibacterial air filtration application by electrospinning. **Science of The Total Environment**, v. 909, p. 168654, jan. 2024. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969723072820>>.

SHENOY, S. L.; BATES, W. D.; FRISCH, H. L.; WNEK, G. E. Role of chain entanglements on fiber formation during electrospinning of polymer solutions: good solvent, non-specific polymer–polymer interaction limit. **Polymer**, v. 46, n. 10, p. 3372–3384, abr. 2005. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386105002867>>.

SHETH, P.; SANDHU, H.; SINGHAL, D.; MALICK, W.; SHAH, N.; SERPIL KISLALIOGLU, M. Nanoparticles in the Pharmaceutical Industry and the Use of Supercritical

Fluid Technologies for Nanoparticle Production. **Current Drug Delivery**, v. 9, n. 3, p. 269–284, 1 abr. 2012. Disponível em: <<http://www.eurekaselect.com/openurl/content.php?genre=article&issn=1567-2018&volume=9&issue=3&spage=269>>.

SHIH, Y.-F.; KOTHARANGANNAGARI, V. K.; TSOU, T.-C. Development of eco-friendly modified cellulose nanofiber reinforced polystyrene nanocomposites: thermal, mechanical, and optical properties. **Journal of Polymer Research**, v. 27, n. 7, p. 181, 30 jul. 2020. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s10965-020-02156-8>>.

SHIN, C. A new recycling method for expanded polystyrene. **Packaging Technology and Science**, v. 18, n. 6, p. 331–335, nov. 2005. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pts.707>>.

SHIN, C.; CHASE, G. G. Nanofibers from recycle waste expanded polystyrene using natural solvent. **Polymer Bulletin**, v. 55, n. 3, p. 209–215, 19 set. 2005. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00289-005-0421-2>>.

SHIN, C.; CHASE, G. G.; RENEKER, D. H. Recycled expanded polystyrene nanofibers applied in filter media. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 262, n. 1–3, p. 211–215, jul. 2005. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0927775705003043>>.

SHIN, W. G.; MULHOLLAND, G. W.; KIM, S. C.; PUI, D. Y. H. Experimental study of filtration efficiency of nanoparticles below 20nm at elevated temperatures. **Journal of Aerosol Science**, v. 39, n. 6, p. 488–499, jun. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021850208000190>>.

SIMÕES, C. L.; VIANA, J. C.; CUNHA, A. M. Mechanical properties of poly(ϵ -caprolactone) and poly(lactic acid) blends. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 112, n. 1, p. 345–352, 5 abr. 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.29425>>.

SIMOES, M.; SIMOES, L.; CLETO, S.; PEREIRA, M.; VIEIRA, M. The effects of a biocide and a surfactant on the detachment of *Pseudomonas fluorescens* from glass surfaces. **International Journal of Food Microbiology**, v. 121, n. 3, p. 335–341, 10 fev. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168160507006137>>.

SIMÓN, D.; BORREGUERO, A. M.; DE LUCAS, A.; RODRÍGUEZ, J. F. Recycling of polyurethanes from laboratory to industry, a journey towards the sustainability. **Waste Management**, v. 76, p. 147–171, jun. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X18301831>>.

SOHRABI, M.; RAZBIN, M.; POURTAVVAF, M.; BAGHERZADEH, R.; MEHDIPOUR MIRMAHALE, M. Exercising hybrid model to design an optimized electrospun polyamide-6 nanofibrous mat for air filtration applications. **The Journal of The Textile Institute**, v. 114, n. 11, p. 1667–1681, 2 nov. 2023. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00405000.2022.2145440>>.

SON, W. K.; YOUK, J. H.; LEE, T. S.; PARK, W. H. The effects of solution properties and polyelectrolyte on electrospinning of ultrafine poly(ethylene oxide) fibers. **Polymer**, v. 45, n. 9, p. 2959–2966, abr. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003238610400223X>>.

SONG, Y.; WANG, L.; WANG, X.; BIAN, K.; YANG, Q.; LI, Y. Preparation of a new superhydrophobic nanofiber film by electrospinning polystyrene mixed with ester modified silicone oil. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 131, n. 17, p. n/a-n/a, 5 set. 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.40718>>.

SOUZA, J. P.; MANSANO, A. S.; VENTURINI, F. P.; MARANGONI, V. S.; LINS, P. M. P.; SILVA, B. P. C.; DRESSLER, B.; ZUCOLOTTI, V. Toxicity of gold nanorods on *Ceriodaphnia dubia* and *Danio rerio* after sub-lethal exposure and recovery. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 20, p. 25316–25326, 16 maio 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11356-021-12423-w>>.

STATISTA. **Production capacity of polystyrene worldwide in 2021 and 2026**. Disponível em: <<https://www.statista.com/statistics/1065889/global-polystyrene-production-capacity/>>. Acesso em: 19 mar. 2025.

STRAIN, I. N.; WU, Q.; POURRAHIMI, A. M.; HEDENQVIST, M. S.; OLSSON, R. T.; ANDERSSON, R. L. Electrospinning of recycled PET to generate tough mesomorphic fibre membranes for smoke filtration. **Journal of Materials Chemistry A**, v. 3, n. 4, p. 1632–1640, 2015. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C4TA06191H>>.

SUN, Z.; SHEN, Z.; ZHANG, X.; MA, S. Co-recycling of acrylonitrile–butadiene–styrene waste plastic and nonmetal particles from waste printed circuit boards to manufacture reproduction composites. **Environmental Technology**, v. 36, n. 2, p. 160–168, 17 jan. 2015. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593330.2014.940399>>.

SUN, Z.; YUE, Y.; HE, W.; JIANG, F.; LIN, C.-H.; PUI, D. Y. H.; LIANG, Y.; WANG, J. The antibacterial performance of positively charged and chitosan dipped air filter media. **Building and Environment**, v. 180, p. 107020, ago. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360132320304005>>.

SURYADI, G. S.; NIKMATIN, S.; SUDARYANTO, S.; IRMANSYAH, I. MECHANICAL PROPERTIES AND SURFACE FREE ENERGY OF OIL PALM EMPTY FRUIT BUNCHES FIBRE REINFORCED BIOCOMPOSITES AS GLASS FIBRE SUBSTITUTION. **Jurnal Teknologi**, v. 79, n. 4, p. 112–118, 27 abr. 2017. Disponível em: <<https://journals.sagepub.com/doi/full/10.1179/147842203767789186>>.

SVINTERIKOS, E.; ZUBURTIKUDIS, I. Tailor-Made Electrospun Nanofibers of Biowaste Lignin/Recycled Poly(Ethylene Terephthalate). **Journal of Polymers and the Environment**, v. 25, n. 2, p. 465–478, 30 jun. 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10924-016-0806-3>>.

SWAIN, B.; RYANG PARK, J.; YOON SHIN, D.; PARK, K.-S.; HWAN HONG, M.; GIL LEE, C. Recycling of waste automotive laminated glass and valorization of polyvinyl butyral through mechanochemical separation. **Environmental Research**, v. 142, p. 615–623, out. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S001393511530061X>>.

SWEAH, Z. J.; ALI JABER, M.; MOHAMMED, A. J. Study of mechanical properties behaviour of biodegradable blends based on wood adhesive, lactic acid, polyvinyl alcohol, and aloe Vera. **Materials Today: Proceedings**, v. 42, p. 2134–2140, 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214785320400136>>.

TAHMASEBI, F.; JAFARI, S. H.; F. FARNIA, S. M. Synergistic effect of a dual-functional

SbB-g-GMA compatibilizer and Cloisite 30B on the functional properties of PET and PS blends for recycling purposes. **Colloid and Polymer Science**, v. 302, n. 3, p. 317–331, 21 mar. 2024. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s00396-023-05192-0>>.

TAIB, N.-A. A. B.; RAHMAN, M. R.; HUDA, D.; KUOK, K. K.; HAMDAN, S.; BAKRI, M. K. Bin; JULAIHI, M. R. M. Bin; KHAN, A. A review on poly lactic acid (PLA) as a biodegradable polymer. **Polymer Bulletin**, v. 80, n. 2, p. 1179–1213, 6 fev. 2023. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s00289-022-04160-y>>.

TANAKA, K.; KAWASAKI, R.; KATAYAMA, T.; MORITA, Y. Evaluation of Mechanical Properties of Dimpled PET Fiber Fabricated by Electrospinning Method. **Materials Science Forum**, v. 940, p. 8–14, dez. 2018. Disponível em: <<https://www.scientific.net/MSF.940.8>>.

TANG, H.; HAN, D.; ZHANG, J. Electrospinning fabrication of polystyrene-silica hybrid fibrous membrane for high-efficiency air filtration. **Nano Express**, v. 2, n. 2, p. 020017, 1 jun. 2021. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/2632-959X/abfe3d>>.

TANG, M.; HU, J.; LIANG, Y.; PUI, D. Y. Pressure drop, penetration and quality factor of filter paper containing nanofibers. **Textile Research Journal**, v. 87, n. 4, p. 498–508, 21 mar. 2017. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0040517516631318>>.

TANG, Y.; LIU, Z.; ZHAO, K. Fabrication of hollow and porous polystyrene fibrous membranes by electrospinning combined with freeze-drying for oil removal from water. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 136, n. 13, p. 47262, 5 abr. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.47262>>.

TARUS, B.; FADEL, N.; AL-OUFY, A.; EL-MESSIRY, M. Effect of polymer concentration on the morphology and mechanical characteristics of electrospun cellulose acetate and poly (vinyl chloride) nanofiber mats. **Alexandria Engineering Journal**, v. 55, n. 3, p. 2975–2984, set. 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1110016816300813>>.

TCHARKHTCHI, A.; ABBASNEZHAD, N.; ZARBINI SEYDANI, M.; ZIRAK, N.; FARZANEH, S.; SHIRINBAYAN, M. An overview of filtration efficiency through the masks: Mechanisms of the aerosols penetration. **Bioactive Materials**, v. 6, n. 1, p. 106–122, jan. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2452199X20301481>>.

TEO, N.; JANA, S. C. Open Cell Aerogel Foams via Emulsion Templating. **Langmuir**, v. 33, n. 44, p. 12729–12738, 7 nov. 2017. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.langmuir.7b03139>>.

THENMOZHI, S.; DHARMARAJ, N.; KADIRVELU, K.; KIM, H. Y. Electrospun nanofibers: New generation materials for advanced applications. **Materials Science and Engineering B: Solid-State Materials for Advanced Technology**, v. 217, p. 36–48, 2017.

THOMPSON, C. J.; CHASE, G. G.; YARIN, A. L.; RENEKER, D. H. Effects of parameters on nanofiber diameter determined from electrospinning model. **Polymer**, v. 48, n. 23, p. 6913–6922, nov. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386107009275>>.

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, p. 419–426, out. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360132318304980>>.

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**, p. acsami.0c07447, 19 jun. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.0c07447>>.

TIEN, C.-Y.; CHEN, J.-P.; LI, S.; LI, Z.; ZHENG, Y.-M.; PENG, A. S.; ZHOU, F.; TSAI, C.-J.; CHEN, S.-C. Experimental and theoretical analysis of loading characteristics of different electret media with various properties toward the design of ideal depth filtration for nanoparticles and fine particles. **Separation and Purification Technology**, v. 233, p. 116002, fev. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586619327686>>.

TILLET, T. A Compact Exposure: Estimating Inhalation of Engineered Nanoparticles in Cosmetic Powders. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 6, p. a245, jun. 2012. Disponível em: <<https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.120-a245a>>.

TODEA, A. M.; SCHMIDT, F.; SCHULDT, T.; ASBACH, C. Development of a Method to Determine the Fractional Deposition Efficiency of Full-Scale HVAC and HEPA Filter Cassettes for Nanoparticles ≥ 3.5 nm. **Atmosphere**, v. 11, n. 11, p. 1191, 3 nov. 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4433/11/11/1191>>.

TRAN, D. T.; DINH, C. T.; DANG, M. T.; DO, C. V. T.; LE HO, K. H.; LE, T. G.; DAO, V. H. Central composite design-based response surface methodology for optimization of tetrodotoxin extraction from the horseshoe crab <sc> *Carcinoscorpius rotundicauda* </sc>. **Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering**, v. 19, n. 1, 19 jan. 2024. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/apj.2974>>.

TRONVILLE, P.; RIVERS, R. Properties of nanoparticles affecting simulation of fibrous gas filter performance. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 617, p. 012010, 26 maio 2015. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/617/1/012010>>.

TSAI, P. P.; SCHREUDER-GIBSON, H.; GIBSON, P. Different electrostatic methods for making electret filters. **Journal of Electrostatics**, v. 54, n. 3–4, p. 333–341, mar. 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304388601001607>>.

TULUGAN, K.; TIAN, P.; ZHAO, W.; LI, X.; ZHANG, X. Preparation of CuBTC@PET Hierarchically Porous Composite Membranes via In Situ Growth Method and Their Antibacterial Filtration Performance. **Applied Sciences**, v. 14, n. 11, p. 4462, 23 maio 2024. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3417/14/11/4462>>.

UBEDA, S.; AZNAR, M.; NERÍN, C. Determination of oligomers in virgin and recycled polyethylene terephthalate (PET) samples by UPLC-MS-QTOF. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 410, n. 9, p. 2377–2384, 10 mar. 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00216-018-0902-4>>.

ULLAH, A.; ULLAH, S.; KHAN, M. Q.; HASHMI, M.; NAM, P. D.; KATO, Y.; TAMADA, Y.; KIM, I. S. Manuka honey incorporated cellulose acetate nanofibrous mats: Fabrication and in vitro evaluation as a potential wound dressing. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 155, p. 479–489, jul. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141813020328245>>.

ULRICH, T.; ARENAS, J. P. Sound Absorption of Sustainable Polymer Nanofibrous Thin Membranes Bonded to a Bulk Porous Material. **Sustainability**, v. 12, n. 6, p. 2361, 18 mar. 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/12/6/2361>>.

UNEP. Year Book 2014 emerging issues update. **United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya**, 2014.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. Disponível em: <[https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030 Agenda for Sustainable Development web.pdf](https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf)>. Acesso em: 25 jul. 2020.

USHAKOV, S.; VALLAND, H.; NIELSEN, J. B.; HENNIE, E. Effects of dilution conditions on diesel particle size distribution and filter mass measurements in case of marine fuels. **Fuel Processing Technology**, v. 118, p. 244–253, fev. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378382013003093>>.

UYAR, T.; BESENBACHER, F. Electrospinning of uniform polystyrene fibers: The effect of solvent conductivity. **Polymer**, v. 49, n. 24, p. 5336–5343, 2008.

UYAR, T.; HAVELUND, R.; HACALOGLU, J.; ZHOU, X.; BESENBACHER, F.; KINGSHOTT, P. The formation and characterization of cyclodextrin functionalized polystyrene nanofibers produced by electrospinning. **Nanotechnology**, v. 20, n. 12, p. 125605, 25 mar. 2009. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/0957-4484/20/12/125605>>.

VANCE, M. E.; KUIKEN, T.; VEJERANO, E. P.; MCGINNIS, S. P.; HOCELLA, M. F.; HULL, D. R. Nanotechnology in the real world: Redeveloping the nanomaterial consumer products inventory. **Beilstein Journal of Nanotechnology**, v. 6, n. 1, p. 1769–1780, 2015.

VÉGH, J. J.; NEST, D.; GRAVES, D. B.; BRUCE, R.; ENGELMANN, S.; KWON, T.; PHANEUF, R. J.; OEHRLEIN, G. S.; LONG, B. K.; WILLSON, C. G. Near-surface modification of polystyrene by Ar⁺: Molecular dynamics simulations and experimental validation. **Applied Physics Letters**, v. 91, n. 23, p. 233113, 3 dez. 2007. Disponível em: <<http://aip.scitation.org/doi/10.1063/1.2821226>>.

VELEIRINHO, B.; REI, M. F.; LOPES-DA-SILVA, J. A. Solvent and concentration effects on the properties of electrospun poly(ethylene terephthalate) nanofiber mats. **Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics**, v. 46, n. 5, p. 460–471, 24 mar. 2008. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/polb.21380>>.

VENOOR, V.; PARK, J. H.; KAZMER, D. O.; SOBKOWICZ, M. J. Understanding the Effect of Water in Polyamides: A Review. **Polymer Reviews**, v. 61, n. 3, p. 598–645, 3 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15583724.2020.1855196>>.

VENTURELLI, R.; IMMICH, A. P.; SOUZA, S.; SOUZA, A. A. Recycled polyester nanofiber as a reservoir for essential oil release. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 138, n. 16, p. 50258, 20 abr. 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.50258>>.

VERMA, V.; NING, Z.; CHO, A. K.; SCHAUER, J. J.; SHAFER, M. M.; SIOUTAS, C. Redox activity of urban quasi-ultrafine particles from primary and secondary sources. **Atmospheric**

Environment, v. 43, n. 40, p. 6360–6368, dez. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231009007857>>.

VILAPLANA, F.; RIBES-GREUS, A.; KARLSSON, S. Chromatographic pattern in recycled high-impact polystyrene (HIPS) – Occurrence of low molecular weight compounds during the life cycle. **Polymer Degradation and Stability**, v. 95, n. 2, p. 172–186, fev. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141391009003838>>.

VONG, M.; SPEIRS, E.; KLOMKLIANG, C.; AKINWUMI, I.; NUANSING, W.; RADACSI, N. Controlled three-dimensional polystyrene micro- and nano-structures fabricated by three-dimensional electrospinning. **RSC Advances**, v. 8, n. 28, p. 15501–15512, 2018. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C7RA13278F>>.

WAHIDIN, M. A.; ARULDASS, C. A.; ASYRAF MOHD HAMZAH, M. A.; SETU, S. A.; AHMAD, W. A. Flexirubin-type Pigment Production from *Chryseobacterium artocarpi* CECT 8497 and its Application as Natural In. **Journal of Energy and Environmental Sustainability**, v. 3, p. 62–65, 31 jan. 2017. Disponível em: <<http://www.jees.in/uploads/three62-65.pdf>>.

WAN, H.; WANG, N.; YANG, J.; SI, Y.; CHEN, K.; DING, B.; SUN, G.; EL-NEWEHY, M.; AL-DEYAB, S. S.; YU, J. Hierarchically structured polysulfone/titania fibrous membranes with enhanced air filtration performance. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 417, p. 18–26, mar. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979713009934>>.

WAN, Y.; WU, C.; XUE, Q.; HUI, X. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 576–582, mar. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718344784>>.

WANG, B.; SAIN, M. Isolation of nanofibers from soybean source and their reinforcing capability on synthetic polymers. **Composites Science and Technology**, v. 67, n. 11–12, p. 2521–2527, set. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0266353807000097>>.

WANG, C.-S. Electrostatic forces in fibrous filters—a review. **Powder Technology**, v. 118, n. 1–2, p. 166–170, ago. 2001. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032591001003072>>.

WANG, C.; LI, P.; ZONG, Y.; ZHANG, Y.; LI, S.; WEI, F. A high efficiency particulate air filter based on agglomerated carbon nanotube fluidized bed. **Carbon**, v. 79, p. 424–431, nov. 2014a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0008622314007374>>.

WANG, D.; ZHANG, D.; LI, P.; YANG, Z.; MI, Q.; YU, L. Electrospinning of Flexible Poly(vinyl alcohol)/MXene Nanofiber-Based Humidity Sensor Self-Powered by Monolayer Molybdenum Diselenide Piezoelectric Nanogenerator. **Nano-Micro Letters**, v. 13, n. 1, p. 57, 16 dez. 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s40820-020-00580-5>>.

WANG, J.; LI, Y.; SONG, J.; HE, M.; SONG, J.; XIA, K. Recycling of acrylonitrile–butadiene–styrene (ABS) copolymers from waste electrical and electronic equipment (WEEE), through using an epoxy-based chain extender. **Polymer Degradation and Stability**, v. 112, p. 167–174, fev. 2015a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141391014004583>>.

WANG, L.; TOPHAM, P. D.; MYKHAYLYK, O. O.; YU, H.; RYAN, A. J.; FAIRCLOUGH, J. P. A.; BRAS, W. Self-Assembly-Driven Electrospinning: The Transition from Fibers to Intact Beaded Morphologies. **Macromolecular Rapid Communications**, v. 36, n. 15, p. 1437–1443, 2 ago. 2015b. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/marc.201500149>>.

WANG, L.; ZHANG, C.; GAO, F.; PAN, G. Needleless electrospinning for scaled-up production of ultrafine chitosan hybrid nanofibers used for air filtration. **RSC Advances**, v. 6, n. 107, p. 105988–105995, 2016a. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C6RA24557A>>.

WANG, L.; ZHANG, Z.; CHEN, H.; ZHANG, S.; XIONG, C. Preparation and characterization of biodegradable thermoplastic Elastomers (PLCA/PLGA blends). **Journal of Polymer Research**, v. 17, n. 1, p. 77–82, 28 jan. 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10965-009-9292-9>>.

WANG, N.; CAI, M.; YANG, X.; YANG, Y. Electret nanofibrous membrane with enhanced filtration performance and wearing comfortability for face mask. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 530, p. 695–703, nov. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002197971830777X>>.

WANG, N.; RAZA, A.; SI, Y.; YU, J.; SUN, G.; DING, B. Tortuously structured polyvinyl chloride/polyurethane fibrous membranes for high-efficiency fine particulate filtration. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 398, p. 240–246, maio 2013a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002197971300163X>>.

WANG, N.; SI, Y.; WANG, N.; SUN, G.; EL-NEWEHY, M.; AL-DEYAB, S. S.; DING, B. Multilevel structured polyacrylonitrile/silica nanofibrous membranes for high-performance air filtration. **Separation and Purification Technology**, v. 126, p. 44–51, abr. 2014b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S138358661400118X>>.

WANG, N.; ZHAO, Y.; JIANG, L. Low-Cost, Thermoresponsive Wettability of Surfaces: Poly(N -isopropylacrylamide)/Polystyrene Composite Films Prepared by Electrospinning. **Macromolecular Rapid Communications**, v. 29, n. 6, p. 485–489, 19 mar. 2008. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/marc.200700785>>.

WANG, S.; ZHAO, X.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Electret Polyvinylidene Fluoride Nanofibers Hybridized by Polytetrafluoroethylene Nanoparticles for High-Efficiency Air Filtration. **ACS Applied Materials and Interfaces**, v. 8, n. 36, p. 23985–23994, 2016b.

WANG, C. Sen; OTANI, Y. Removal of nanoparticles from gas streams by fibrous filters: A review. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 52, n. 1, p. 5–17, 2013.

WANG, X.; SI, Y.; WANG, X.; YANG, J.; DING, B.; CHEN, L.; HU, Z.; YU, J. Tuning hierarchically aligned structures for high-strength PMIA–MWCNT hybrid nanofibers. **Nanoscale**, v. 5, n. 3, p. 886–889, 2013b. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C2NR33696K>>.

WANG, Y.; XU, Y.; WANG, D.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; LIU, J.; ZHAO, Y.; HUANG, C.; JIN, X. Polytetrafluoroethylene/Polyphenylene Sulfide Needle-Punched Triboelectric Air Filter for Efficient Particulate Matter Removal. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 11, n. 51, p. 48437–48449, 26 dez. 2019. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.9b18341>>.

WANG, Z.; MA, H.; CHU, B.; HSIAO, B. S. Super-hydrophobic polyurethane sponges for oil absorption. **Separation Science and Technology**, v. 52, n. 2, p. 221–227, 22 jan. 2017. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01496395.2016.1246570>>.

WANG, Z.; ZHAO, C.; PAN, Z. Porous bead-on-string poly(lactic acid) fibrous membranes for air filtration. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 441, p. 121–129, mar. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979714008972>>.

WEICHENTHAL, S.; DUFRESNE, A.; INFANTE-RIVARD, C.; JOSEPH, L. Determinants of ultrafine particle exposures in transportation environments: findings of an 8-month survey conducted in Montréal, Canada. **Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology**, v. 18, n. 6, p. 551–563, 9 nov. 2008. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/7500644>>.

WELLEN, R. M. R.; RABELLO, M. S. Antinucleating action of polystyrene on the isothermal cold crystallization of poly(ethylene terephthalate). **Journal of Applied Polymer Science**, v. 114, n. 3, p. 1884–1895, 29 nov. 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.29569>>.

WENDORFF, J. H.; AGARWAL, S.; GREINER, A. **Electrospinning: Materials, Processing, and Applications**. New York: Wiley, 2012. 254 p.

WERLEY, M. S.; MILLER, J. H.; KANE, D. B.; TUCKER, C. S.; MCKINNEY, W. J.; OLDHAM, M. J. Prototype e-cigarette and the capillary aerosol generator (CAG) comparison and qualification for use in subchronic inhalation exposure testing. **Aerosol Science and Technology**, v. 50, n. 12, p. 1284–1293, 1 dez. 2016. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02786826.2016.1219017>>.

WU, N.; SHE, X.; YANG, D.; WU, X.; SU, F.; CHEN, Y. Synthesis of network reduced graphene oxide in polystyrene matrix by a two-step reduction method for superior conductivity of the composite. **Journal of Materials Chemistry**, v. 22, n. 33, p. 17254, 2012. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c2jm33114d>>.

WU, T.; KE, Y. The absorption and thermal behaviors of PET–SiO₂ nanocomposite films. **Polymer Degradation and Stability**, v. 91, n. 9, p. 2205–2212, set. 2006.

WUTTICHAROENMONGKOL, P.; SUPAPHOL, P.; SRIKHIRIN, T.; KERDCHAROEN, T.; OSOTCHAN, T. Electrospinning of polystyrene/poly(2-methoxy-5-(2'-ethylhexyloxy)-1,4-phenylene vinylene) blends. **Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics**, v. 43, n. 14, p. 1881–1891, 15 jul. 2005. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/polb.20478>>.

XIN, Y.; RENEKER, D. H. Hierarchical polystyrene patterns produced by electrospinning. **Polymer**, v. 53, n. 19, p. 4254–4261, ago. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386112005678>>.

XU, H.; CHEN, X.; CHEN, M.; LUO, J.; JIN, W.; ZHU, H.; GUO, Y. Development of Antibacterial PTFE Hollow Fiber Membranes Containing Silver-carried Zirconium Phosphate as Air Filtration Units for the Removal of Ultrafine Particles. **Fibers and Polymers**, v. 23, n. 2, p. 423–435, 25 fev. 2022a. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s12221-022-3510-z>>.

XU, W.; FENG, Y.; DING, Y.; JIANG, S.; FANG, H.; HOU, H. Short electrospun carbon nanofiber reinforced polyimide composite with high dielectric permittivity. **Materials Letters**, v. 161, p. 431–434, dez. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167577X15305231>>.

XU, Y.; ZHANG, X.; TENG, D.; ZHAO, T.; LI, Y.; ZENG, Y. Multi-layered micro/nanofibrous nonwovens for functional face mask filter. **Nano Research**, v. 15, n. 8, p. 7549–7558, 11 ago. 2022b. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s12274-022-4350-2>>.

XU, Z.; LI, W.; CHEN, Z.; WANG, D.; FENG, T.; POTAPENKO, H.; WU, M. Chemically Modified Polyvinyl Butyral Polymer Membrane as a Gel Electrolyte for Lithium Ion Battery Applications. **Macromolecular Materials and Engineering**, v. 304, n. 1, 26 jan. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/mame.201800477>>.

YAN, X.; GEVELBER, M. Electrospinning of nanofibers: Characterization of jet dynamics and humidity effects. **Particulate Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 139–149, 4 mar. 2017. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02726351.2015.1131795>>.

YANG, C. Aerosol Filtration Application Using Fibrous Media—An Industrial Perspective. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 20, n. 1, p. 1–9, fev. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1004954112603565>>.

YANG, J.; WU, M.; CHEN, F.; FEI, Z.; ZHONG, M. Preparation, characterization, and supercritical carbon dioxide foaming of polystyrene/graphene oxide composites. **The Journal of Supercritical Fluids**, v. 56, n. 2, p. 201–207, mar. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0896844611000234>>.

YANG, Y.; WANG, P. Preparation and characterizations of a new PS/TiO₂ hybrid membranes by sol–gel process. **Polymer**, v. 47, n. 8, p. 2683–2688, abr. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003238610600036X>>.

YANG, Y.; ZHANG, S.; ZHAO, X.; YU, J.; DING, B. Sandwich structured polyamide-6/polyacrylonitrile nanonets/bead-on-string composite membrane for effective air filtration. **Separation and Purification Technology**, v. 152, p. 14–22, set. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586615301404>>.

YAO, L.; LEE, C.; KIM, J. Fabrication of electrospun meta-aramid nanofibers in different solvent systems. **Fibers and Polymers**, v. 11, n. 7, p. 1032–1040, 10 out. 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12221-010-1032-6>>.

YARIN, A. L. **Free Liquid Jets and Films: Hydrodynamics and Rheology**. New York: Wiley, 1993. 446 p.

YATES, J.; DEENEY, M.; ROLKER, H. B.; WHITE, H.; KALAMATIANOU, S.; KADIYALA, S. Effects of plastics in the food system on human health, food security, and the environment: a systematic scoping review. **The Lancet Planetary Health**, v. 5, p. S18, abr. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2542519621001029>>.

YAZICI GUVENC, S.; CAN-GÜVEN, E.; ÇİFÇİ, D. İ.; VARANK, G. Biodegradability enhancement and sequential treatment of real chemical industry wastewater by chemical

coagulation and Electro-Fenton processes. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 194, p. 109598, dez. 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0255270123003355>>.

YEOM, B. Y.; SHIM, E.; POURDEYHIMI, B. Boehmite nanoparticles incorporated electrospun nylon-6 nanofiber web for new electret filter media. **Macromolecular Research**, v. 18, n. 9, p. 884–890, 2010.

YI, Z.; CHENG, P.; CHEN, J.; LIU, K.; LIU, Q.; LI, M.; ZHONG, W.; WANG, W.; LU, Z.; WANG, D. PVA-co-PE Nanofibrous Filter Media with Tailored Three-Dimensional Structure for High Performance and Safe Aerosol Filtration via Suspension-Drying Procedure. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 57, n. 28, p. 9269–9280, 18 jul. 2018. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.iecr.8b02523>>.

YILDIZ, O.; BRADFORD, P. D. Aligned carbon nanotube sheet high efficiency particulate air filters. **Carbon**, v. 64, p. 295–304, nov. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0008622313007008>>.

YIN, N.; LIU, F. Nanofibrous Filters for PM2.5 Filtration: Conception, Mechanism and Progress. **Nano**, v. 16, n. 04, p. 2130004, 25 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.worldscientific.com/doi/abs/10.1142/S1793292021300048>>.

YOON, J. W.; PARK, Y.; KIM, J.; PARK, C. H. Multi-jet electrospinning of polystyrene/polyamide 6 blend: thermal and mechanical properties. **Fashion and Textiles**, v. 4, n. 1, 2017.

YOUSEFI, S. H.; VENKATESHAN, D. G.; TANG, C.; TAFRESHI, H. V.; POURDEYHIMI, B. Effects of electrospinning conditions on microstructural properties of polystyrene fibrous materials. **Journal of Applied Physics**, v. 124, n. 23, p. 235307, 21 dez. 2018. Disponível em: <<http://aip.scitation.org/doi/10.1063/1.5049128>>.

YU, X.; LI, C.; TIAN, H.; YUAN, L.; XIANG, A.; LI, J.; WANG, C.; RAJULU, A. V. Hydrophobic cross-linked zein-based nanofibers with efficient air filtration and improved moisture stability. **Chemical Engineering Journal**, v. 396, p. 125373, set. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894720313656>>.

YUN, K. M.; SURYAMAS, A. B.; ISKANDAR, F.; BAO, L.; NIINUMA, H.; OKUYAMA, K. Morphology optimization of polymer nanofiber for applications in aerosol particle filtration. **Separation and Purification Technology**, v. 75, n. 3, p. 340–345, nov. 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586610003485>>.

ŽAGAR, E.; ČEŠAREK, U.; DRINČIĆ, A.; SITAR, S.; SHLYAPNIKOV, I. M.; PAHOVNIK, D. Quantitative Determination of PA6 and/or PA66 Content in Polyamide-Containing Wastes. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 8, n. 31, p. 11818–11826, 10 ago. 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acssuschemeng.0c04190>>.

ZANDER, N. E.; SWEETSER, D.; COLE, D. P.; GILLAN, M. Formation of Nanofibers from Pure and Mixed Waste Streams Using Electrospinning. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 54, n. 37, p. 9057–9063, 23 set. 2015. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.iecr.5b02279>>.

ZANDER, N.; GILLAN, M.; SWEETSER, D. Recycled PET Nanofibers for Water Filtration

Applications. **Materials**, v. 9, n. 4, p. 247, 30 mar. 2016. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1996-1944/9/4/247>>.

ZANINI, M.; LAVORATTI, A.; ZIMMERMANN, M. V.; GALIOTTO, D.; MATANA, F.; BALDASSO, C.; ZATTERA, A. J. Aerogel preparation from short cellulose nanofiber of the Eucalyptus species. **Journal of Cellular Plastics**, v. 53, n. 5, p. 503–512, 22 set. 2017. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0021955X16670590>>.

ZENDEHDEL, R.; AMINI, M. M.; HAJIBABAEI, M.; NASIRI, M. J.; JAFARI, M. J.; ALAVIJEH, M. K. Doping metal–organic framework composites to antibacterial air filter development for quality control of indoor air. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 41, n. 6, 27 nov. 2022. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ep.13909>>.

ZHAI, C.; JANA, S. C. Tuning Porous Networks in Polyimide Aerogels for Airborne Nanoparticle Filtration. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 9, n. 35, p. 30074–30082, 6 set. 2017. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.7b09345>>.

ZHAN, N.; LI, Y.; ZHANG, C.; SONG, Y.; WANG, H.; SUN, L.; YANG, Q.; HONG, X. A novel multinozzle electrospinning process for preparing superhydrophobic PS films with controllable bead-on-string/microfiber morphology. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 345, n. 2, p. 491–495, maio 2010. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979710001001>>.

ZHANG, C. H.; LIANG, Y. Z.; LU, X. Y.; ZHANG, J. Z.; QIU, Y. P. Effect of Thermal Treatment Temperature of Electrospun PET Nanofiber Mat on Tensile Properties. **Advanced Materials Research**, v. 486, p. 3–7, mar. 2012.

ZHANG, C.; REN, Z.; YIN, Z.; JIANG, L.; FANG, S. Experimental FTIR and simulation studies on H-bonds of model polyurethane in solutions. I: In dimethylformamide (DMF). **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 81, n. 1, p. 598–603, out. 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1386142511005464>>.

ZHANG, C.; WANG, L.; ZHAI, T.; WANG, X.; DAN, Y.; TURNG, L.-S. The surface grafting of graphene oxide with poly(ethylene glycol) as a reinforcement for poly(lactic acid) nanocomposite scaffolds for potential tissue engineering applications. **Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials**, v. 53, p. 403–413, jan. 2016a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1751616115003276>>.

ZHANG, C.; ZHANG, H. Formation and Stability of Core–Shell Nanofibers by Electrospinning of Gel-Like Corn Oil-in-Water Emulsions Stabilized by Gelatin. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 66, n. 44, p. 11681–11690, 7 nov. 2018. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.jafc.8b04270>>.

ZHANG, K.; HUO, Q.; ZHOU, Y.-Y.; WANG, H.-H.; LI, G.-P.; WANG, Y.-W.; WANG, Y.-Y. Textiles/Metal–Organic Frameworks Composites as Flexible Air Filters for Efficient Particulate Matter Removal. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 11, n. 19, p. 17368–17374, 15 maio 2019a. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.9b01734>>.

ZHANG, K.; LI, Z.; KANG, W.; DENG, N.; YAN, J.; JU, J.; LIU, Y.; CHENG, B. Preparation and characterization of tree-like cellulose nanofiber membranes via the electrospinning method.

Carbohydrate Polymers, v. 183, p. 62–69, mar. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0144861717313085>>.

ZHANG, L.; LIN, Y.; ZHU, Y. Transport and Mitigation of Exhaled Electronic Cigarette Aerosols in a Multizone Indoor Environment. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 20, n. 11, p. 2536–2547, 2020. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-20-03-0a-0088>>.

ZHANG, Q.; YOUNG, T. M.; HARPER, D. P.; LILES, T.; WANG, S. Optimization of electrospun poly(vinyl alcohol)/cellulose nanocrystals composite nanofibrous filter fabrication using response surface methodology. **Carbohydrate Polymer Technologies and Applications**, v. 2, p. 100120, dez. 2021a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666893921000888>>.

ZHANG, R.; LIU, C.; HSU, P.-C.; ZHANG, C.; LIU, N.; ZHANG, J.; LEE, H. R.; LU, Y.; QIU, Y.; CHU, S.; CUI, Y. Nanofiber Air Filters with High-Temperature Stability for Efficient PM 2.5 Removal from the Pollution Sources. **Nano Letters**, v. 16, n. 6, p. 3642–3649, 8 jun. 2016b. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.nanolett.6b00771>>.

ZHANG, S.; LIU, H.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Anti-deformed Polyacrylonitrile/Polysulfone Composite Membrane with Binary Structures for Effective Air Filtration. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 8, n. 12, p. 8086–8095, 30 mar. 2016c. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.6b00359>>.

ZHANG, S.; RIND, N. A.; TANG, N.; LIU, H.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Electrospun nanofibers for air filtration. *In: Electrospinning: Nanofabrication and Applications*. [s.l.] Elsevier Inc., 2019b. p. 365–389.

ZHANG, S.; TANG, N.; CAO, L.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Highly Integrated Polysulfone/Polyacrylonitrile/Polyamide-6 Air Filter for Multilevel Physical Sieving Airborne Particles. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 8, n. 42, p. 29062–29072, 26 out. 2016d. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsami.6b10094>>.

ZHANG, S.; ZHU, S.; FENG, X.; HAN, K.; HUAN, Q.; SONG, J.; MA, Y.; YU, M. Deformation and toughening mechanism for high impact polystyrene (HIPS) by pressure-induced-flow processing. **RSC Advances**, v. 3, n. 19, p. 6879, 2013. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=c3ra22515a>>.

ZHANG, W.; LI, J.-X.; TANG, R.-C.; ZHAI, A.-D. Hydrophilic and antibacterial surface functionalization of polyamide fabric by coating with polylysine biomolecule. **Progress in Organic Coatings**, v. 142, p. 105571, maio 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0300944019312251>>.

ZHANG, W.; XU, Y. Experimental Studies of Mechanical Properties of Polycarbonate. *In: Mechanical Properties of Polycarbonate*. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 1–28.

ZHANG, X.; WANG, Y.; LIU, W.; JIN, X. Needle-punched electret air filters (NEAFs) with high filtration efficiency, low filtration resistance, and superior dust holding capacity. **Separation and Purification Technology**, v. 282, p. 120146, fev. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586621018517>>.

ZHANG, Y.-P.; YANG, J.-H.; LI, L.-L.; CUI, C.-X.; LI, Y.; LIU, S.-Q.; ZHOU, X.-M.; QU, L.-B. Facile Fabrication of Superhydrophobic Copper- Foam and Electrospinning Polystyrene

Fiber for Combinational Oil–Water Separation. **Polymers**, v. 11, n. 1, p. 97, 8 jan. 2019c. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4360/11/1/97>>.

ZHANG, Y.; HE, X.; ZHU, Z.; WANG, W.-N.; CHEN, S.-C. Simultaneous removal of VOCs and PM_{2.5} by metal-organic framework coated electret filter media. **Journal of Membrane Science**, v. 618, p. 118629, jan. 2021b. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0376738820312059>>.

ZHAO, S.; WU, X.; WANG, L.; HUANG, Y. Electrospinning of ethyl-cyanoethyl cellulose/tetrahydrofuran solutions. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 91, n. 1, p. 242–246, 5 jan. 2004. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/app.13196>>.

ZHAO, X.; WANG, S.; YIN, X.; YU, J.; DING, B. Slip-Effect Functional Air Filter for Efficient Purification of PM_{2.5}. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 35472, 17 out. 2016. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/srep35472>>.

ZHAO, X.; YANG, F.; WANG, Z.; MA, P.; DONG, W.; HOU, H.; FAN, W.; LIU, T. Mechanically strong and thermally insulating polyimide aerogels by homogeneity reinforcement of electrospun nanofibers. **Composites Part B: Engineering**, v. 182, p. 107624, fev. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S135983681934987X>>.

ZHAO, Y.; TIAN, C.; WU, K.; ZHOU, X.; FENG, K.; LI, Z.; WANG, Z.; HAN, X. Vancomycin-Loaded Polycaprolactone Electrospinning Nanofibers Modulate the Airway Interfaces to Restrain Tracheal Stenosis. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 9, p. 18, nov. 2021. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fbioe.2021.760395/full>>.

ZHAO, Y.; ZHONG, Z.; LOW, Z.-X.; YAO, Z. A multifunctional multi-walled carbon nanotubes/ceramic membrane composite filter for air purification. **RSC Advances**, v. 5, n. 112, p. 91951–91959, 2015. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C5RA18200J>>.

ZHENG, J.; HE, A.; LI, J.; XU, J.; HAN, C. C. Studies on the controlled morphology and wettability of polystyrene surfaces by electrospinning or electrospraying. **Polymer**, v. 47, n. 20, p. 7095–7102, set. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003238610600958X>>.

ZHOU, B.; XU, Y.; FAN, J.-Q.; CHEN, L.-P.; LI, F.; XUE, K. Numerical Simulation and Experimental Validation for the Filtration Performance of Fibrous Air Filter Media with LB Method. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 17, n. 11, p. 2645–2658, 2017. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-16-12-wfc12-0554>>.

ZHOU, C.; ZHU, P.; LIU, X.; DONG, X.; WANG, D. The toughening mechanism of core-shell particles by the interface interaction and crystalline transition in polyamide 1012. **Composites Part B: Engineering**, v. 206, p. 108539, fev. 2021a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359836820335861>>.

ZHOU, X.; QIAN, Y.; CHEN, L.; LI, T.; SUN, X.; MA, X.; WANG, J.; HE, C. Flowerbed-Inspired Biomimetic Scaffold with Rapid Internal Tissue Infiltration and Vascularization Capacity for Bone Repair. **ACS Nano**, v. 17, n. 5, p. 5140–5156, 14 mar. 2023. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsnano.3c00598>>.

ZHOU, Z.-J.; ZHOU, B.; TSENG, C.-H.; HU, S.-C.; SHIUE, A.; LEGGETT, G. Evaluation of characterization and filtration performance of air cleaner materials. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 18, n. 8, p. 2209–2220, 19 ago. 2021b. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s13762-020-02966-9>>.

ZONG, X.; KIM, K.; FANG, D.; RAN, S.; HSIAO, B. S.; CHU, B. Structure and process relationship of electrospun bioabsorbable nanofiber membranes. **Polymer**, v. 43, n. 16, p. 4403–4412, jul. 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032386102002756>>.

ZULFI, A.; FAUZI, A.; EDIKRESNHA, D.; MUNIR, M. M.; KHAIRURRIJAL. Synthesis of High-Impact Polystyrene Fibers using Electrospinning. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 202, p. 012010, maio 2017. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/202/1/012010>>.

ZULFI, A.; HAPIDIN, D. A.; MUNIR, M. M.; ISKANDAR, F.; KHAIRURRIJAL, K. The synthesis of nanofiber membranes from acrylonitrile butadiene styrene (ABS) waste using electrospinning for use as air filtration media. **RSC Advances**, v. 9, n. 53, p. 30741–30751, 2019a. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C9RA04877D>>.

ZULFI, A.; HAPIDIN, D. A.; SAPUTRA, C.; MUSTIKA, W. S.; MUNIR, M. M.; KHAIRURRIJAL, K. The Synthesis of Fiber Membranes from High-Impact Polystyrene (HIPS) Waste using Needleless Electrospinning as Air Filtration Media. **Materials Today: Proceedings**, v. 13, p. 154–159, 1 jan. 2019b.

ZULFI, A.; MUNIR, M. M.; HAPIDIN, D. A.; RAJAK, A.; EDIKRESNHA, D.; ISKANDAR, F.; KHAIRURRIJAL, K. Air filtration media from electrospun waste high-impact polystyrene fiber membrane. **Materials Research Express**, v. 5, n. 3, p. 035049, 28 mar. 2018a. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/2053-1591/aab6ef>>.

ZULFI, A.; REZEKI, Y. A.; EDIKRESNHA, D.; MUNIR, M. M.; KHAIRURRIJAL, K. Synthesis of Fibers and Particles from Polyvinyl Chloride (PVC) Waste Using Electrospinning. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 367, p. 012014, maio 2018b. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/367/1/012014>>.