UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Bernardo Lyra Jucá Duarte Silva

Reaproveitamento de resíduos de poli(tereftalato de etileno) (PET) para a síntese de membranas voltadas ao tratamento de águas residuais

Florianópolis
2026

Bernardo Lyra Jucá Duarte Silva

Reaproveitamento de resíduos de poli(tereftalato de etileno) (PET) para a síntese de membranas voltadas ao tratamento de águas residuais

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Orientadora: Profa. Cintia Marangoni

Florianópolis
2026

Silva, Bernardo Lyra Jucá Duarte
Reaproveitamento de resíduos de poli(tereftalato de etileno) (PET) para a síntese de membranas voltadas ao tratamento de águas residuais / Bernardo Lyra Jucá Duarte Silva ; orientadora, Cintia Marangoni, 2026.
99 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2026.

Inclui referências.

1. Engenharia Química. 2. poli(tereftalato de etileno) (PET). 3. membranas. 4. inversão de fases. I. Marangoni, Cintia . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

Bernardo Lyra Jucá Duarte Silva

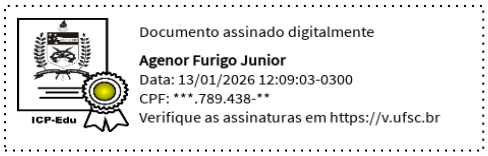
Reaproveitamento de resíduos de poli(tereftalato de etileno) (PET) para a síntese de membranas voltadas ao tratamento de águas residuais

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 13 de outubro de 2025 pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

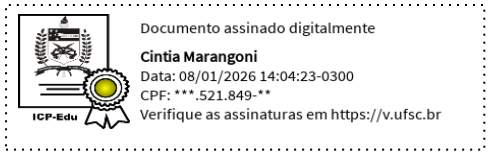
Prof. Alan Ambrosi, Dr.
Programa de Pós Graduação em Engenharia de Alimentos (PPGEAL),
Universidade Federal de Santa Catarina

Karina Andrade, Drª.
Programa de Pós Graduação em Engenharia Química (POSENQ),
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof.(a) Cintia Marangoni, Dr.(a)
Orientador(a)

Florianópolis, 2026.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Santa Catarina pela infraestrutura e por todo o suporte oferecido durante esses últimos sete anos.

A William, meu amor e parceiro de vida, por ter sido, e continuar sendo, meu porto seguro. A vida ao seu lado é mais bonita.

Ao Paçoca e ao Políbio, pela companhia e o aconchego diário.

A minha família pelo carinho e por sempre ter investido na minha educação.

A minha orientadora, Profa. Dra. Cintia Marangoni, pela paciência, compreensividade, e por sua forma propositiva e animada de orientar.

Aos colegas do LASIPO e LCP, em especial Alessandro, Cinara, Fabi, Karina e Eduarda. Suas contribuições foram essenciais para o desenvolvimento da parte experimental deste trabalho.

As amizades que conheci por conta da pós graduação e aos demais colegas de departamento que também fizeram desse período um momento mais leve.

A Thayli e Heloisa pelas análises térmicas.

A Aline pela análise de força colorística.

Aos técnicos da Central de Análises do EQA, em especial Felipe e Leandro, pelo apoio durante várias das caracterizações.

A CAPES e CNPq pelo fomento à pesquisa.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Alan Ambrosi e Drª Karina Andrade, pela disponibilidade e contribuições durante a avaliação deste trabalho.

RESUMO

A destinação inadequada do poli(tereftalato de etileno) (PET) tem gerado preocupações por conta de sua lenta degradação no meio-ambiente. As propriedades que permitem que o resíduo de PET persista diante do intemperismo também o tornam um ótimo candidato para a fabricação de membranas utilizadas em processos de separação. No entanto, os estudos envolvendo a utilização do PET pós-consumo para a produção de membranas concentram-se no reaproveitamento de garrafas, deixando de lado os resíduos de PET têxtil ou aqueles de coloração inconvencional, que durante a cadeia de reciclagem costumam ser separados durante as etapas de triagem e encaminhados a incineração ou a aterros sanitários. Assim, este estudo sintetizou membranas microporosas de PET a partir de diferentes tipos de resíduos coloridos, incluindo garrafas, cordas e têxteis, por meio da metodologia de inversão de fases induzida por não solvente (NIPS). As membranas foram caracterizadas por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier e reflectância total atenuada (ATR-FTIR), índice de cristalinidade, ângulo de contato, porosidade, potencial zeta de superfície, fisissorção de N_2 e pressão de entrada de líquido. O desempenho no processo de destilação por membranas a vácuo (DMV) foi avaliado em relação ao fluxo de água pura e à remoção de corante. A diferença entre o grau de processamento e a coloração das matérias-primas não produziu alterações na composição química das membranas. O comportamento térmico indicou uma cristalinidade mais alta por parte dos resíduos têxteis e aqueles que já haviam passado por um ciclo de reciclagem, ou reprocessamento, antes da NIPS. As membranas exibiram uma hidrofilicidade moderada (55 à 78°C), porosidade em uma faixa controlada (60,92 à 72,77%), alta resistência mecânica (LEP > 6 bar) e uma carga superficial predominantemente negativa a partir do pH 4. A análise das isotermas de fisissorção de N_2 indicou a presença de poros pouco interconectados e com diâmetro médio reduzido (7,21 à 10,78 nm). O fluxo de água pura variou consideravelmente entre membranas, e valores considerados satisfatórios para a aplicação em DMV foram observados. A análise do permeado por espectroscopia UV-Vis demonstrou que as membranas produzidas a partir de resíduos coloridos não representam risco de contaminação por corantes. As membranas utilizadas nos testes com o efluente sintético apresentaram uma rejeição de corante de 100% Os resultados sugerem que os resíduos têxteis de PET reciclado apresentam um grande potencial como matéria-prima para a fabricação de membranas, e revelam a metodologia NIPS como uma alternativa inovadora para a valorização de resíduos de PET que dispensa etapas prévias de descoloração.

Palavras-chave: poli(tereftalato de etileno) (PET); destilação por membranas à vácuo; inversão de fases.

ABSTRACT

The improper disposal of poly(ethylene terephthalate) (PET) has raised concerns due to its slow degradation in the environment. The same properties that allow PET waste to persist under weathering conditions also make it an excellent candidate for the fabrication of membranes used in separation processes. However, studies involving the use of post-consumer PET for membrane production have focused primarily on bottle-grade PET, overlooking textile residues or unconventionally colored PET, which are typically separated during the recycling chain and sent to incineration or landfills. In this context, this study synthesized microporous PET membranes from different types of colored waste, including bottles, ropes, and textiles, using the non-solvent induced phase separation (NIPS) method. The membranes were characterized by Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform Infrared spectroscopy (ATR-FTIR), crystallinity index, contact angle, porosity, surface zeta potential, N_2 physisorption, and liquid entry pressure (LEP). Performance in the vacuum membrane distillation (VMD) process was evaluated in terms of pure water flux and dye removal. Differences in the degree of processing and the coloration of raw materials did not lead to changes in the chemical composition of the membranes. Thermal behavior indicated higher crystallinity for textile wastes and those that had undergone at least one recycling or reprocessing cycle before NIPS. The membranes exhibited moderate hydrophilicity (55–78°), porosity within a controlled range (60.92–72.77%), high mechanical resistance (LEP > 6 bar), and a predominantly negative surface charge above pH 4. The analysis of N_2 physisorption isotherms indicated the presence of poorly interconnected pores with a reduced average diameter (7.21–10.78 nm). Pure water flux varied considerably among membranes, with values considered satisfactory for VMD applications. UV-Vis analysis of the permeate demonstrated that membranes produced from colored wastes did not pose a risk of dye contamination. Membranes tested with the synthetic effluent exhibited a dye rejection of 100%. The results suggest that recycled textile PET waste holds great potential as a raw material for membrane fabrication and highlight NIPS as an innovative alternative for PET waste valorization that eliminates the need for prior decolorization steps.

Keywords: poly(ethylene terephthalate) (PET); vacuum membrane distillation; phase inversion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação da unidade repetitiva do PET 18
Figura 2. Métodos de reciclagem do PET e seus respectivos produtos.....20
Figura 3. Estrutura da cadeia de produção têxtil 24
Figura 4. Estrutura básica dos corantes azoicos (a) e antraquinônicos (b). 27
Figura 5. Representação esquemática simplificada do processo de DM, onde T_A, T_P, P_A, e P_P referem-se respectivamente às temperaturas da alimentação e do permeado e às pressões da alimentação e do permeado.....32
Figura 6. Principais configurações do processo de destilação por membranas. 35
Figura 7. Representação esquemática das etapas do processo de NIPS 37
Figura 8. Diagrama de fases ternário do sistema polímero-solvente-não-solvente com indicação dos percursos de precipitação e seus respectivos mecanismos.....38
Figura 9. Esquema da unidade de destilação por membranas a vácuo.....44
Figura 10. Módulo de membrana montado e desmontado. 45
Figura 11. Estruturas dos corantes que compõem o preto disperso EX-SF 300%....46
Figura 12. Membranas de PET e suas respectivas matérias-primas. 52
Figura 13. Espectrograma de FTIR-ATR das membranas de PET 54
Figura 14. Curvas de DSC das membranas de PET. 55
Figura 15. Termograma de TGA para a membrana R-PET verde.....57
Figura 16. Curvas de DSC das matérias-primas e suas respectivas membranas.....57
Figura 17. Valores de ângulo de contato obtidos para água pura e para a solução de corante preto disperso (PD). 61
Figura 18. Curvas de potencial zeta de superfície e valores de PIE 62
Figura 19. Curvas de adsorção-dessorção de gás N_2 das membranas 64
Figura 20. Micrografia da face superior das membranas V-PET, V-PET+PEG, R-PET, R-PET azul, R-PET vermelho e R-PET verde. 67
Figura 21. Micrografia da face superior das membranas RR-PET, T-PET preto, T-PET vermelho, T-PET azul, T-PET verde e RT-PET.....68
Figura 22. Histogramas de distribuição de diâmetro de poro da face superior das membranas. 69
Figura 23. Comparativo entre as membranas contaminadas após os testes de rejeição de corante (b) e aquelas utilizadas nos testes com água pura (a). 76

Figura 24. Espectros de absorção aparente (K/S) e representações colorimétricas (CIELAB) das membranas contaminadas. 78
Figura 25. Espectrogramas de FTIR das membranas contaminadas 79
Figura 26. Micrografias da face superior das membranas contaminadas após os testes de rejeição de corante. 80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estado da arte dos estudos envolvendo a fabricação de membranas baseadas em PET reciclado e suas respectivas matérias-primas e aplicações.....30
Tabela 2 - Reagentes utilizados na confecção das membranas.....40
Tabela 3 - Composição das soluções de espalhamento.....42
Tabela 4 - Equipamentos que compõem a unidade de DMV.....43
Tabela 5 - Equipamentos utilizados na caracterizações.....45
Tabela 6 - Parâmetros associados às transições térmicas e índice de cristalinidade das membranas de PET.....51
Tabela 7 - Parâmetros associados às transições térmicas, índice de cristalinidade dos materiais poliméricos e aumento relativo da cristalinidade.....53
Tabela 8 - Valores de porosidade e LEP das membranas de PET.....55
Tabela 9 - Valores de área superficial específica, constante C de BET, V_T e D_P.....60
Tabela 10 - Diâmetro médio de poro calculado a partir da análise das micrografias...70
Tabela 11 - Fluxo de água pura e parâmetros das membranas.....72
Tabela 12 - Fluxo de permeado, absorbância e taxa de rejeição de corante.....74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Abs	Absorbância
BET	Brunauer-Emmett-Teller
BJH	Barrett–Joyner–Halenda
CIELAB	Espaço de cor L* a* b* da Comissão Internacional de Iluminação
DM	Destilação por membrana
DMDC	Destilação por membrana por contato direto
DMGA	Destilação por membrana com gás de arraste
DMLA	Destilação por membrana por lacuna de ar
DMV	Destilação por membrana a vácuo
FTIR-ATR	Espectroscopia de infravermelho por refletância total atenuada
LEP	Pressão de entrada do líquido
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MED	Destilação de efeitos múltiplos
MSF	Destilação flash de multi-estágios
NIPS	Separação de fase induzida por não-solvente
NF	Nanofiltração
PD	Corante preto disperso
PEG	Poli(etilenoglicol)
PET	Poli(tereftalato de etileno)
PVP	Poli(vinilpirrolidona)
PIE	Ponto isoelétrico
RO	Osmose reversa
s-NIPS	Separação de fase induzida por spray de não-solvente
TIPS	Separação de fase induzida termicamente
UV-vis	Ultravioleta na região da luz visível

LISTA DE SÍMBOLOS

X_C	Índice de cristalinidade (%)
ΔH_c	Entalpia de cristalização (J/g)
ΔH_f	Entalpia de fusão (J/g)
T_g	Temperatura de transição vítrea (°C)
T_f	Temperatura de fusão (°C)
ε	Porosidade (%)
m_u	Massa de amostra úmida (g)
m_s	Massa de amostra seca (g)
ρ_E	Massa específica do etanol (kg/m^3)
ρ_m	Massa específica do material que compõe a membrana (kg/m^3)
Θ	Ângulo de contato (°C)
V_T	Volume total de poro (m^3/g)
D_P	Diâmetro médio de poro (nm)
t	Espessura da membrana (µm)
$R_{corante}$	Rejeição de corante (%)
R%	Índice de refletância relativo
K/S	Absorção aparente
λ_{max}	Comprimento de onda de absorção máxima (nm)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 16
1.1 OBJETIVOS 17
1.1.1 Gerais 17
1.1.2 Específicos 17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 18
2.1 POLI(TEREFTALATO DE ETILENO) (PET) 18
2.1.1 Reciclagem do PET 20
2.2 INDÚSTRIA TÊXTIL 24
2.2.1 Corantes têxteis 26
2.2.2 Microfibras plásticas 28
2.3 DESTILAÇÃO POR MEMBRANAS 32
2.3.1 Principais configurações do processo de DM 34
2.4 PRODUÇÃO DE MEMBRANAS POR INVERSÃO DE FASES 36
3 MATERIAIS E MÉTODOS 41
3.1 CONFECÇÃO DAS MEMBRANAS 41
3.1.1 Reagentes 41
3.1.2 Metodologia NIPS 42
3.2 PROCESSO DE DESTILAÇÃO POR MEMBRANAS A VÁCUO 43
3.2.1 Unidade de destilação por membranas a vácuo 43
3.2.2 Corantes 45
3.3 CARACTERIZAÇÕES 46
3.3.1 Espessura 47
3.3.2 Morfologia 47
3.3.3 Composição química 48
3.3.4 Comportamento térmico e cristalinidade 48
3.3.5 Microestrutura de superfície 48
3.3.6 Potencial zeta de superfície 49
3.3.7 Ângulo de contato 49
3.3.8 Qualidade do permeado 49
3.3.9 Tingimento das membranas 50
3.3.10 Porosidade média 50
3.3.11 Pressão de entrada de líquido 51

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 52
4.1 CONFECÇÃO DAS MEMBRANAS 52
4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS MEMBRANAS 53
4.2.1 Composição química 53
4.2.2 Comportamento térmico e cristalinidade 54
4.2.3 Porosidade média e pressão de entrada de líquido 59
4.2.4 Ângulo de contato 61
4.2.5 Carga de superfície 62
4.2.6 Análise da microestrutura por fisissorção de N_2 e MEV 63
4.3 DESEMPENHO NO PROCESSO DE DMV 71
4.3.1 Teste de permeância com água pura 71
4.3.2 Testes com corante 74
4.4 CARACTERIZAÇÃO DAS MEMBRANAS CONTAMINADAS 76
5 CONCLUSÃO 82

1 INTRODUÇÃO

O poli(tereftalato de etileno) (PET) é um dos termoplásticos mais amplamente utilizados em escala global, especialmente em embalagens e têxteis, devido ao seu baixo custo de produção e à elevada resistência térmica, química e mecânica. No entanto, essas mesmas propriedades tornam o PET ambientalmente persistente quando descartado de forma inadequada. Uma das principais alternativas para lidar com o descarte do PET é a reciclagem mecânica (ou secundária), que envolve a transformação física dos resíduos pós-consumo. Embora os métodos de reciclagem mecânica sejam operacionalmente mais simples e predominantes no contexto brasileiro, estes requerem uma triagem rigorosa dos resíduos, particularmente por cor, o que eleva os custos e desestimula a reciclagem de resíduos têxteis e de embalagens mistas ou com cores não convencionais.

Os resíduos têxteis à base de PET contribuem significativamente para a poluição por microplásticos, especialmente na forma de microfibras liberadas durante a lavagem de tecidos, que acumulam-se em ecossistemas aquáticos, onde podem ser ingeridas por organismos, desencadeando uma série de efeitos toxicológicos (Frias; Nash, 2019). Contudo, apesar de seu impacto ambiental, a maior parte das pesquisas e debates políticos ainda se concentra nos microplásticos oriundos de embalagens e cosméticos, frequentemente negligenciando os têxteis (Rebelein et al., 2021).

A Destilação por Membranas a Vácuo (DMV) é um processo de separação por membranas que combina baixo consumo de energia com elevado fluxo de permeado e alta seletividade. Nesse método, um gradiente de pressão induzido por vácuo possibilita a separação de contaminantes não voláteis, como corantes têxteis, por meio de uma membrana microporosa hidrofóbica. A DMV opera sob condições moderadas de temperatura e pressão, o que a torna vantajosa para aplicações industriais, como a remediação de efluentes (Capizzano et al., 2021). Entretanto, desafios como o wetting, a ruptura e o colapso dos poros exigem o desenvolvimento de materiais mais resistentes, sendo o PET reciclado uma alternativa sustentável para a fabricação dessas membranas. O PET reciclado proveniente de resíduos têxteis mostra-se uma alternativa promissora, uma vez que já foram relatados estudos utilizando PET de garrafas transparentes para sintetizar membranas pelo processo de inversão de fases induzida por não solvente (NIPS) (Chemrak et al., 2024).

Portanto, o presente estudo tem por objetivo desenvolver e avaliar membranas fabricadas por meio da NIPS a partir de diferentes resíduos de PET, incluindo garrafas, cordas e têxteis, para aplicação no processo de Destilação por Membranas a Vácuo (DMV). Considerando que as propriedades físico-químicas do PET variam em função de seu processamento, este trabalho busca explorar a viabilidade de resíduos de PET além das garrafas pós-consumo como material para membranas utilizadas em processos de separação, contribuindo assim para a valorização de resíduos e o desenvolvimento sustentável. Para isso, foi investigada a influência da cor dos resíduos na constituição das membranas e o possível impacto da coloração remanescente após o processo de NIPS na qualidade do permeado.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Gerais

Desenvolver membranas poliméricas de PET reciclado a partir de diferentes resíduos, incluindo garrafas, cordas e têxteis coloridos, e avaliar a potencial aplicação em processos de tratamento de água.

1.1.2 Específicos

a) Investigar a viabilidade da inversão de fases induzida por não-solvente para o preparo de membranas de PET baseadas em resíduos de garrafas, cordas e têxteis coloridos;
b) Avaliar a influência do grau de processamento e da coloração dos resíduos na composição e nas propriedades térmicas, estruturais e de superfície das membranas produzidas;
c) Testar a viabilidade das membranas no processo de DMV, avaliando o fluxo de permeado e a rejeição de corante;
d) Avaliar o risco de contaminação do permeado pelo corante remanescente nas membranas fabricadas a partir de resíduos coloridos.

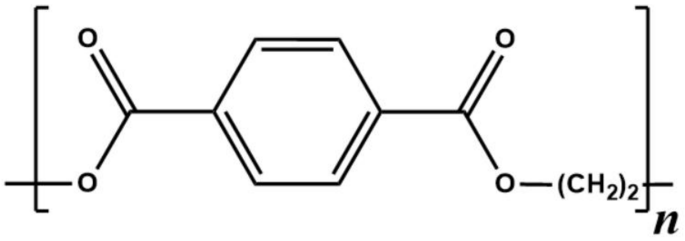
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica está estruturada em quatro seções: a primeira dedica-se ao material investigado neste trabalho, o Poli(tereftalato de etileno), a segunda consiste em uma breve exposição sobre a indústria têxtil, sua forma de produção e os impactos ambientais decorrentes de suas atividades. Em seguida, no terceiro tópico, é apresentado o processo de destilação por membranas (DM), abordando suas diferentes configurações, principais características das membranas utilizadas e a sua aplicação na remediação de efluentes têxteis. Por fim, na última seção discute-se sobre a formação de membranas poliméricas através da técnica de inversão de fases.

2.1 POLI(TEREFTALATO DE ETILENO) (PET)

O poli(tereftalato de etileno) (PET) (Figura 1) é um polímero termoplástico de cadeia linear pertencente a família dos poliésteres. Foi obtido pela primeira vez em 1941 por químicos da empresa *DuPont*, por meio da reação de policondensação em etapas entre o ácido tereftálico (TPA) e o etilenoglicol, ambos derivados de petróleo (Scheirs; Long, 2005). Avanços na purificação do TPA fizeram com que essa rota sintética se mantivesse como o método predominante para a produção do polímero até os dias atuais (Pudack; Stepanski; Fässler, 2020).

Figura 1. Representação da unidade repetitiva do PET



Fonte: Próprio autor (2025).

No estado sólido o PET apresenta comportamento semicristalino, possuindo regiões amorfas e cristalinas em sua microestrutura. Sua região amorfa é dividida em uma fração móvel e uma fração rígida, a qual constitui a interface entre a fração móvel e a região cristalina. A cristalinidade do PET pode ser induzida termicamente ao aquecê-lo acima de sua temperatura de transição vítrea (T_g) em processos como o

recozimento (*annealing*, em inglês). Amostras de PET com índice de cristalinidade (X_C) mais elevado tendem a apresentar valores de T_g mais altos, em função de que há uma demanda maior de energia para superar a restrição de mobilidade das cadeias adjacente às regiões cristalinas (Shieh et al., 2009). Dentre outros fatores associados a variações na T_g, cabe também destacar que as moléculas de água, ao serem absorvidas na região amorfa do PET, podem atuar como plastificante, reduzindo a rigidez das cadeias poliméricas e consequentemente diminuindo a T_g do material (Levine; Slade, 1988). A cristalinidade também pode ser induzida mecanicamente ao submeter o PET a tensão ou estresse (Thomsen; Hunt; Meyer, 2022).

O PET possui uma durabilidade elevada, com alta resistência à tração, estabilidade térmica e resistência química. Resiste a uma variedade de compostos, incluindo ácidos, bases e solventes orgânicos, o que o torna uma escolha popular para o armazenamento de alimentos, bebidas e produtos farmacêuticos. Também é um ótimo candidato para aplicações que exigem resistência a altas temperaturas, já que pode ser submetido a temperaturas de até 80°C sem perder suas propriedades mecânicas. Essas características permitem que o PET seja processado por todos os métodos de fabricação de termoplásticos, formando resinas, filmes e fibras bastante resistentes, tornando-o um material versátil e amplamente utilizado nas indústrias têxtil, de embalagens e de eletrônicos, dentre outras aplicações (Dhaka et al., 2022).

Estima-se que a produção global de PET seja de aproximadamente 61 milhões de toneladas métricas por ano, com a maior parte desta quantidade destinada à produção de fibras têxteis (Çeven; Karakan Günaydin, 2023). Não obstante, a demanda por PET na indústria de embalagens segue em crescimento e já representa cerca de 30% da demanda global. Nesse contexto, vale também destacar que as garrafas PET correspondem a segunda maior categoria de embalagens plásticas produzidas mundialmente (Pudack; Srepanski; Fässler, 2020).

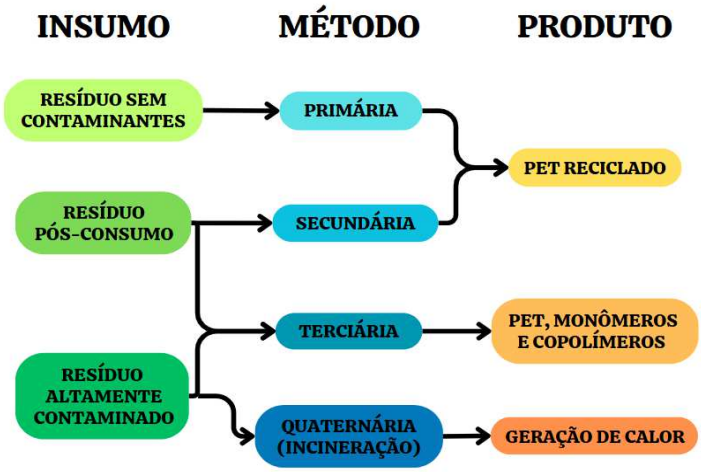
O aumento na produção e no consumo de produtos à base de PET tem gerado uma crise na gestão de resíduos, uma vez que o descarte inadequado desses materiais resulta em seu acúmulo em aterros sanitários e na contaminação de corpos hídricos, representando um impacto ambiental significativo (Kibria, 2023). Além disso, o longo tempo de degradação do PET (>100 anos) compromete o funcionamento adequado dos aterros, reduzindo sua capacidade de receber novos resíduos e elevando os custos de manutenção, o que adiciona uma dimensão econômica ao problema (Alqataff, 2020).

Em geral, os resíduos de plástico podem receber quatro destinações: O descarte em aterros sanitários, a incineração, a reciclagem e o descarte irregular em lixões. Dentre esses processos, a reciclagem é uma proposta promissora para mitigar os impactos ambientais associados a esse tipo de resíduo. No entanto, estima-se que em torno de 40% do resíduo de plástico gerado no mundo seja descartado em aterros, ao passo que apenas 14% são reciclados (Joseph et al., 2024). No Brasil este cenário é um pouco mais otimista, com dados do último Censo de Reciclagem de PET no Brasil apontando que em 2021 cerca de 56,4% das embalagens pós-consumo de PET foram recicladas (Abipet, 2022).

2.1.1 Reciclagem do PET

As metodologias de reciclagem do PET costumam ser divididas em três categorias: Primária, secundária e terciária. Em algumas literaturas há também menção a incineração como um método de reciclagem quaternário (Benyathiar et al., 2018). A relação entre os métodos de reciclagem do PET e seus respectivos produtos está representada na Figura 2.

Figura 2. Métodos de reciclagem do PET e seus respectivos produtos



Fonte: Próprio autor (2025).

Na reciclagem primária, resíduos industriais que não tenham sido contaminados com contaminantes biológicos ou outras impurezas são esmagados ou triturados, secos e então submetidos à re-extrusão. Já na reciclagem secundária, também conhecida como reciclagem física ou mecânica, a matéria-prima é constituída

por resíduos de PET pós-consumo, dessa forma, o resíduo passa por etapas de seleção, lavagem, secagem, fusão e processamento, não havendo uma quebra das cadeias poliméricas, apenas uma mudança de estado físico e o remodelamento do material nas características desejadas (Schyns; Shaver, 2020).

A realização de ciclos sucessivos de reciclagem secundária pode resultar em deteriorações nas propriedades do polímero devido a perda de massa molar. Esse processo está associado à umidade e à presença de contaminantes, que podem provocar reações de degradação termo-oxidativa, hidrólise ou acidólise, de modo que a limpeza e secagem adequadas do resíduo antes das etapas de fusão e processamento são essenciais para prolongar sua vida útil (Awaja; Pavel, 2005). A degradação termomecânica também é um fator que pode levar à diminuição das cadeias poliméricas e promover reações de reticulação que aumentam significativamente a viscosidade do polímero, o que pode danificar os equipamentos envolvidos na etapa de processamento (Jehano et al., 2018; Khabbazz et al., 2024). Ademais, a incapacidade da reciclagem secundária em extrair os corantes que tingem o PET faz com que os resíduos coletados precisem ser separados com base em sua coloração o que agrega custos ao processo e desencoraja a reciclagem de resíduos têxteis e embalagens de coloração mista ou inconvencional (Leal Filho, 2019). A presença de corantes também está associada a reduções na qualidade do PET durante a etapa de fusão, resultando em produtos com uma vida útil mais curta. Em razão desses fatores, os resíduos de PET mais complexos ou que tenham passado por sucessivos ciclos de reciclagem secundária costumam ser aterrados ou incinerados (Ellis et al., 2021).

A reciclagem terciária, por sua vez, consiste nos métodos de reciclagem química, nos quais há uma modificação ou quebra das cadeias poliméricas por meio de reações de hidrólise, alcoólise, acidólise, glicólise, aminólise ou amonólise. A partir destes métodos é possível a obtenção de monômeros, copolímeros e até mesmo a recuperação do PET em qualidade similar à do material virgem (Raheem et al., 2019).

Além de quebrar as cadeias poliméricas, as reações envolvidas na reciclagem terciária em muitos casos permitem a remoção ou degradação de contaminantes orgânicos (sejam de origem biológica ou química), obtendo-se o polímero com propriedades bastante próximas ao virgem e sem trazer restrições adicionais para o reuso na indústria alimentícia ou hospitalar. Nesses termos, o polímero pode ser reciclado um número virtualmente ilimitado de vezes sem reduzir sua qualidade, o que

é uma vantagem considerável em comparação com a reciclagem primária e a secundária, nas quais o PET se deteriora ao longo de cada ciclo de reprocessamento (Al-Sabagh et al., 2016). Entretanto, a reciclagem química apresenta algumas desvantagens em termos de viabilidade comercial e escalabilidade, pois envolve processos de baixo rendimento e alto custo. E ainda, em muitos casos, utiliza insumos químicos nocivos à saúde humana e ao meio ambiente, o que gera resíduos que exigem condições de manuseio e descarte mais complexas e potencialmente onerosas (Vollmer et al., 2020).

A reciclagem quaternária, ou a incineração, consiste na combustão direta do PET e é o principal método para o descarte de resíduos com alto nível de contaminação, tendo como produto final a recuperação da energia química contida no material em forma de calor, que posteriormente pode ser convertido em energia elétrica. Contudo, apesar de amplamente utilizado, não é um processo ambientalmente adequado, pois as reações de decomposição térmica do polímero resultam na liberação de gases tóxicos, como óxidos de enxofre e carbono e até mesmo dioxinas. Além disso, as cinzas geradas são prejudiciais ao solo e a água, demandando o descarte em aterros (Abedsoltan, 2023; Baca et al., 2023). O processo de pirólise também é considerado uma forma de reciclagem quaternária, e distingue-se da incineração por ser realizado em ambiente anóxico, sem a ocorrência combustão completa, o que permite a obtenção de produtos como óleos, gases combustíveis e carvão ativado, além da conversão da energia química em calor (Kirshanov; Toms; Gervald, 2022; Sharifian; Asasian-Kolur, 2022).

De maneira geral os métodos de reciclagem do PET apresentam vantagens e desvantagens bastante distintas. A reciclagem primária e a secundária, embora sejam metodologias mais simples, exigem etapas rigorosas de seleção e separação dos resíduos, mas, apesar dessas limitações, ainda apresentam maior viabilidade econômica quando comparadas aos principais métodos de reciclagem química (Adediji; Adediji, 2024). Essa diferença de custo é particularmente relevante no contexto brasileiro, onde a reciclagem mecânica predomina, representando a destinação final de cerca de 20% do PET pós-consumo produzido no país (MaxiQuim, 2024). A preferência por este método reflete não apenas a maior viabilidade econômica, mas também a estrutura já consolidada de cooperativas e centrais de triagem. A crescente demanda por PET pós-consumo na indústria têxtil e o avanço de políticas públicas que regulamentam a utilização de resina pós-consumo para a

produção de embalagens alimentícias, como a portaria n° 987/1998 e a resolução n°20/2008 do Ministério da Saúde, são fatores que contribuíram para fortalecer essa cadeia de produção (Romão; Spinacé; Paoli, 2009).

2.1.1.1 Membranas de PET reciclado

Os materiais baseados em PET reciclado possuem um leque de aplicação muito diverso, que inclui a produção de têxteis, filamentos para impressão 3D, resinas de poliésteres insaturados, plastificantes e até mesmo corantes (Kirshanov et al., 2022a). Entre os produtos de valor agregado, a fabricação de membranas destaca-se como uma área promissora. As propriedades físicas e mecânicas do polímero permitem a formação de fibras resistentes e filmes de espessura controlada, o que somado à sua resistência química e estabilidade térmica, o tornam um material viável para processos de separação por membrana, especialmente em aplicações voltadas ao tratamento de águas, purificação de gases e recuperação de solventes. Outra vantagem reside em sua estrutura química, pois o PET, assim como outros copoliésteres, conta com a presença de grupos éster, hidroxila e carboxila reativos, o que permite a modificação de superfície para conferir propriedades especiais às membranas. Vale também ressaltar que no contexto dessas aplicações o PET pode atuar tanto como matriz estrutural, incorporando nanomateriais para otimização de desempenho, quanto como suporte para outros polímeros que tenham propriedades superficiais mais adequadas mas que em contrapartida possuem baixa resistência mecânica (Al-Shaeli et al., 2022; Yeszhanov et al., 2021).

A diversidade de estudos envolvendo membranas de PET pós-consumo exploram a versatilidade do material e contemplam uma variedade de aplicações: em seus experimentos, Ali *et al* (2023) investigaram a performance de membranas baseadas em PET pós-consumo de garrafa incorporadas com uma zeólita Y para a remoção de íons de cromo da água, conseguindo reduzir em quase 50% o teor do metal no permeado; Dansawad *et al* (2024) fabricaram membranas eletrofiadas, também a partir do PET pós-consumo de garrafa, e testaram a sua viabilidade para a separação de misturas de água e óleo e emulsões de óleo em água e água em óleo, obtendo valores de eficiência de separação superiores a 95%; Hussain *et al.,* (2023) , por sua vez, utilizaram o PET oriundo de garrafas pós-consumo para desenvolver membranas compósitas com uma camada externa de poliamida aromática destinadas

à dessalinização de água, removendo cerca de 69% do conteúdo salino durante os ensaios de permeância.

A reciclagem de um resíduo pode ser classificada conforme a variação de seu valor agregado entre *upcycling* ou *downcycling*. Nesses termos, os processos de fabricação de membranas baseadas em PET pós-consumo podem ser classificados como upcycling em virtude de que há um aumento no valor agregado do material (Kirshanov et al., 2022b).

2.2 INDÚSTRIA TÊXTIL

A indústria têxtil é um setor bastante dinâmico e estratégico da economia brasileira, respondendo por cerca de 6% da contribuição industrial ao PIB nacional (PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2023). Sua cadeia produtiva integra desde a produção de fibras, naturais e sintéticas, até a fabricação de tecidos tecnológicos, abrangendo processos como fiação, tecelagem, tingimento e acabamentos. Além de suprir demandas tradicionais como a produção de vestuário e artigos para o lar, o setor também atende áreas como a construção civil, por meio dos geotêxteis, a medicina, com os materiais biocompatíveis, e a segurança do trabalho com os tecidos resistentes a chamas ou com atividade antimicrobial (Shah et al., 2022; Rahman; Sidiqqua; Cherian, 2022).

A cadeia de produção têxtil, representada na Figura 3, parte da obtenção das fibras têxteis e está compreendida em quatro grandes etapas sequenciais que tem como matéria prima o produto final da etapa anterior (Aguiar, 2022).

Figura 3. Estrutura da cadeia de produção têxtil

Fonte: Adaptado de Aguiar (2022).

Primeiro as fibras são transformadas em fios durante a etapa de fiação, que tradicionalmente é feita com processos mecânicos, como a fiação por anel ou *open-*

end, mas também pode ocorrer por meio de metodologias químicas ou físico-químicas, como a eletrofiação, ou o *dry-spinning* (Imura; Hogan; Jaffe, 2014; Yin et al., 2021). Em seguida, os fios são entrelaçados para formar os tecidos na etapa de tecelagem ou malharia. Na tecelagem, o entrelaçamento ocorre por meio do cruzamento de fios longitudinais e transversais, formando tecidos planos e de pouca elasticidade. Já na malharia, o fio forma uma laçada, que então passa através da laçada de um outro fio de maneira sucessiva, formando assim uma rede flexível e elástica (Russ, 2022). Os tecidos, e demais substratos têxteis, são então encaminhados para a etapa de beneficiamento, que inclui operações de preparação, tingimento e acabamento, sendo subdividida em três categorias: beneficiamento primário, secundário e terciário. No beneficiamento primário, o substrato têxtil é submetido a tratamentos com o objetivo de prepara-lo para as etapas subsequentes. Já no beneficiamento secundário, o principal objetivo é conferir coloração ao substrato têxtil, o que é realizado por meio de técnicas de tingimento e estamparia. Posteriormente, no beneficiamento terciário, o tecido é submetido a processos de acabamento para conferir-lhe características estéticas ou funcionais, utilizando de metodologias convencionais (mecânicas e químicas) ou avançadas (plasma, biotecnológia e nanotecnologia) para tal finalidade (Mittal; Bahners, 2017; Santos, 2021). Por fim, na confecção, os artigos têxteis produzidos nas etapas anteriores são reunidos e transformados em produtos acabados por meio de costura, adesivos ou solda ultrassônica, conforme a demanda de mercado (Jones; Stylios, 2013).

Dentre as etapas descritas, o beneficiamento é considerado a de maior impacto ambiental na cadeia de produção têxtil (Choudhury, 2014). Processos como o tingimento do algodão, por exemplo, requerem um consumo elevado de água, estimado entre 100 à 150 L por kg de tecido (Holkar et al., 2016). Além do elevado consumo de água, o beneficiamento têxtil também levanta preocupações ambientais em torno de sua demanda energética e a destinação de resíduos, pois o efluente gerado em muitos casos está contaminado com compostos químicos persistentes, como metais pesados, auxiliares de processo e corantes têxteis (Araújo, 2022).

Estima-se que a água residual liberada pela indústria têxtil pode carregar entre 10 à 200 mg/L de corante, e que cerca de 90% dessa quantidade permaneça após o tratamento convencional de efluentes e seja despejada em corpos hídricos sem qualquer alteração química (Jamee; Siddique, 2019).

2.2.1 Corantes têxteis

Os corantes têxteis são categorizados em diferentes classes com base na metodologia de fixação ao substrato têxtil, sendo classificados em corantes ácidos, básicos, diretos, reativos e dispersos. Além da classificação pela forma aplicação, eles também podem ser agrupados conforme sua estrutura química em corantes azoicos (ou de tipo azo), de enxofre, ftalocianinas e derivados de antraquinona (Benkhaya; Harfi; Harfi, 2017). As características de cada classe de corante e sua respectiva forma de fixação estão descritas a seguir:

a) **Corantes ácidos:** costumam ser utilizados no tingimento de fibras de nylon, seda e lã, sendo aplicados em solução aquosa sob condições ácidas (pH entre 3 e 7). A fixação do corante ocorre a partir da interação entre grupos aniônicos da molécula, geralmente sulfonatos, com grupos catiônicos do substrato (Sun et al., 2019);

b) **Corantes básicos:** também são aplicados em meio aquoso, mas sob condições alcalinas (pH entre 8 e 11), formando cátions em solução, geralmente na forma de um grupo amônio ou por meio da deslocalização da carga positiva na estrutura da molécula, como em xantenos ou acridínios. Neste caso, a interação entre os grupos catiônicos do corante e aniônicos do substrato são responsáveis pela fixação (Clark, 2011);

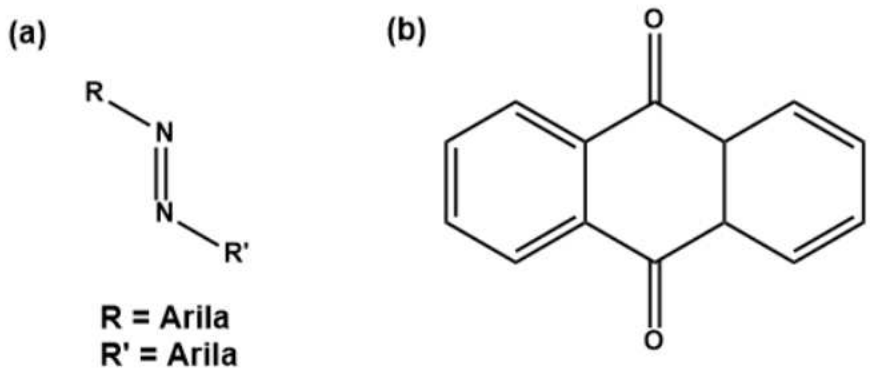
c) **Corantes diretos:** possuem uma afinidade natural por fibras celulósicas, e portanto não necessitam de condições extremas de pH para fixarem-se, sendo aplicados sob condições neutras ou levemente alcalinas (pH entre 7 e 8) e sem o auxílio de carreadores. A fixação se dá por meio de interações eletrostáticas e de van der waals, geralmente ocorrendo sob temperatura ambiente ou com aquecimento leve (Sharma; Sharma; Soni, 2021).

d) Corantes reativos: correspondem a única classe de corante que se liga covalentemente ao substrato têxtil, formando ligações com grupos hidroxila e amina reativos presentes em fibras como o algodão, lã ou seda. A estabilidade da ligação covalente contribui para que o material tingido possua uma maior resistência à lavagem e à luz. A maioria dos corantes dessa classe são baseados em grupos clorotriazina, diclorotriazina e vinil sulfona reativo. (Khatri et al., 2015; Maulik et al., 2022)

e) **Corantes dispersos:** são compostos orgânicos não iônicos utilizados no tingimento de substratos hidrofóbicos, como poliéster, *nylon*, acetato de celulose e fibras acrílicas. Em função de sua baixa solubilidade em água, são aplicados em meio aquoso na forma de dispersões coloidais, demandando condições de alta temperatura e pressão para que consigam penetrar nas fibras. Também é comum o emprego de carreadores para facilitar o processo de difusão do corante no substrato. Destacam-se por sua estabilidade térmica e durabilidade (Al-Etaibi; El-Apasery, 2019; Burkinshaw, 2024).

Nos processos de tingimento de têxteis baseados em PET, os corantes dispersos são os mais utilizados. Essa preferência deve-se à natureza hidrofóbica do polímero, que favorece a adsorção de pigmentos não solubilizados em água. Dentre os corantes dispersos disponíveis no mercado, os do tipo azo (50%) e os antraquinônicos (25%) são os mais empregados, totalizando juntos a maior parcela do volume comercializado (Ketema; Worku, 2020). Os corantes azoicos caracterizam-se pela presença, em sua estrutura, de um ou mais grupos azo (-N=N-) acoplados a um anel benzênico ou outras arilas substituídas ou não. Os antraquinônicos, por sua vez, são caracterizados por conter uma unidade antraquinona, que consiste em uma estrutura derivada do antraceno com dois grupos cetona em posição central (Krishnamoorty et al., 2021). A estrutura básica de ambos os tipos de corante está representada na Figura 4.

Figura 4. Estrutura básica dos corantes azoicos (a) e antraquinônicos (b).



Fonte: Próprio autor (2025).

Os tecidos de PET possuem uma estrutura altamente compacta e cristalina, que pode dificultar a adsorção de corantes baseados em moléculas mais robustas. Por conta disso, os corantes dispersos mais comuns para o tingimento do PET são os monoazoicos (apenas um grupo azo) e os derivados de antraquinona de estrutura simples (Li et al., 2022).

Durante o tingimento, uma parte significativa dos corantes não é adsorvida pelo substrato têxtil e acaba sendo descartado com as águas residuais, eventualmente atingindo ecossistemas aquáticos e terrestres, onde podem persistir por longos períodos e sofrer bioacumulação, estando associados a processos mutagênicos e carcinogênicos em organismos (Dutta; Bhattacharjee, 2022). A presença desses compostos também provoca um aumento na demanda química e bioquímica de oxigênio, o que dificulta a fotossíntese e acaba por inibir o desenvolvimento de organismos vegetais, causando desequilíbrios à cadeia alimentar. Essa deterioração da qualidade da água também pode resultar em condições anóxicas prejudiciais à fauna e flora aquática (Mudhoo et al., 2020). Além disso, muitos corantes têxteis contêm em sua fórmula quantidades residuais de metais pesados utilizados em sua fabricação (como mercúrio, cromo, cádmio, chumbo e arsênico), os quais acabam sendo progressivamente liberados no meio ambiente, bioacumulando-se nos organismos e reduzindo a fertilidade do solo (Singha et al., 2021)

2.2.2 Microfibras plásticas

Além dos corantes, a indústria têxtil também contribui de maneira significativa para a emissão de microplásticos no meio ambiente (Branka, 2023). Os microplásticos são uma categoria de poluente constituída por fragmentos de plástico com dimensões inferiores a 5 mm, sendo encontrados em ecossistemas terrestres e aquáticos ao redor de todo o mundo. Sua persistência e capacidade de difusão estão associadas às suas dimensões reduzidas e à sua estabilidade, fatores que também dificultam sua remoção por metodologias convencionais de tratamento de efluente (Allen et al., 2022).

Os microplásticos podem ocorrer na forma de partículas (esferas, *pellets* e fragmentos irregulares) ou microfibras plásticas (Gónzales-Pleiter et al., 2020). As partículas microplásticas provém em sua maioria da degradação de embalagens plásticas no meio ambiente e do descarte de águas residuais contendo *nurdles*

(grânulos de plástico de pré-produção) e microesferas plásticas, tradicionalmente utilizadas como esfoliantes pela indústria cosmética (Kumar et al., 2021). Já as microfibras plásticas são originárias de têxteis sintéticos, como o poliéster e o *nylon*, sendo liberadas durante a lavagem e utilização de roupas e outros artigos. Podem ser definidas como materiais plásticos de estrutura filamentosa, possuindo diâmetro inferior a 50 µm e comprimento entre 1 µm e 5 mm, com a razão entre o comprimento e o diâmetro sendo de no mínimo 100 (Frias; Nash, 2019).

Há indícios de que a contaminação de ecossistemas aquáticos com microfibras plásticas seja consideravelmente superior do que a com partículas microplásticas (Álvarez; Barros; Velando, 2018; Gago et al., 2018; Ling; Sinclair; Levi, 2017; Woods et al., 2018; Yu; Ladewig; Bao, 2018; Acharya et al., 2021; Galvão et al., 2023). Nesse ambiente, as microfibras estão suscetíveis à transferência trófica e passam a afetar a cadeia alimentar humana, podendo depositar-se em diferentes tecidos humanos (Dris et al., 2017). A exposição crônica à microfibras em mamíferos está associada à toxicidade genética, à formação de tumores malignos letais, à alterações no metabolismo lipídico, à disbiose da microbiota intestinal, à disfunções do sistema reprodutor masculino e ao agravamento de problemas pulmonares e complicações respiratórias (Gasperi et al., 2018; Jin et al., 2019).

Entretanto, apesar de estarem presentes em maior abundância, e do seu potencial impacto à saúde, as fibras microplásticas recebem menos atenção da opinião pública, e ainda existem aspectos de sua biodisponibilidade e impacto nos ecossistemas e organismos aquáticos que demandam uma compreensão mais aprofundada (Rebelein et al., 2021).

No Brasil, existem políticas voltadas à remediação da contaminação por microplásticos aprovadas em alguns municípios e em discussão na esfera federal (como os projetos de lei n° 6528/2016 e 3768/2023), consistindo, na sua maioria, em restrições quanto a comercialização de embalagens plásticas de uso único e à utilização de microesferas plásticas em artigos de higiene e beleza. Os países-membros da União Europeia possuem uma legislação mais consolidada a esse respeito, mas também limitam-se ao problema dos microplásticos gerados por embalagens, produtos de higiene pessoal, fármacos e cosméticos (Mcdevit et al., 2017; Albaseer et al., 2024).

Seguindo essa mesma tendência, na Tabela 1, elaborada a partir de uma consulta à base de dados Scopus, mostra-se que nos últimos dez anos, com exceção

de um único estudo, as pesquisas dedicadas à produção de membranas baseadas em PET reciclado restringiram-se a utilizar como matéria-prima apenas o PET pós-consumo de garrafa e produtos derivados dele, evidenciando que o potencial dos resíduos têxteis nessa área ainda há de ser explorado.

Tabela 1. Estado da arte dos estudos envolvendo a fabricação de membranas baseadas em PET reciclado e suas respectivas matérias-primas e aplicações.

Resíduo	Metodologia	Aplicação	Referência
Garrafas	Eletrofiação	Filtração de fumaça	Strain *et al* (2015)
Garrafas	Eletrofiação	Filtração de água	Zander, Gillan e Seetser (2016)
Garrafas	EIPS	Remoção de ácido húmico em água	Arahman *et al* (2017)
Garrafas	Moldagem por injeção	Embalagens com atividade antimicrobiana	Mousavi *et al* (2017)
Resina de PET reciclado de garrafas	Eletrofiação	Matrizes para nanocompósitos e membranas de filtração	Santos *et al* (2018)
Garrafas	Eletrofiação	Ação antimicrobiana e regeneração de tecidos	Grumezescu *et al* (2019)
Resina de PET reciclado de garrafas	Eletrofiação	Separação de misturas óleo-água	Doan *et al* (2020)
Garrafas	Eletrofiação	Filtração de água	Ilkovská, Frajová e Nosko (2020)
Resina de PET reciclado de garrafas	Eletrofiação	Processos de separação com membrana e aplicações biomédicas	Santos, Ramos e Frollini (2020)
Garrafas	NIPS	Remoção de diltiazem em água	Kiani, Mousavi e Bidaki (2021)
Garrafas	Eletrofiação	Remoção de aerossóis	Song *et al* (2021)
Garrafas	Eletrofiação	Filtração de ar	Gergely *et al* (2022)
Garrafas	Agulhagem de não tecido	Equipamentos de proteção médica com atividade antimicrobiana	Shiu *et al* (2022)
Garrafas	Eletrofiação	Remoção de óleo em água	Topuz, Oldal e Szekely (2022)
Garrafas	Eletrofiação	Remoção de íons Pb(II) e Cr (VI)	Khashij *et al* (2022)

Garrafas	Eletrofiação	Filtração de água	Hossain, Shahid e Ali (2022)
Garrafas	Eletrofiação	Remoção de aerossóis	Özen, Mutuk e Yiğiter (2022)
Garrafas	NIPS	Remoção de íons cromo	Ali *et al* (2023)
Garrafas	NIPS	Dessalinização de água	Hussain *et al* (2023)
Garrafas	Eletrofiação	Embalagens atividade antimicrobiana	Stoica *et al* (2023)
Garrafas	EIPS	Membranas de troca aniônica	Neelalochana *et al* (2023)
Garrafas	Eletrofiação	Separação de misturas e emulsões de água e óleo	Dansawad *et al* (2024)
Garrafas	NIPS	Remoção de íons de chumbo por ultrafiltração	Hut *et al* (2024)
Garrafas	Eletrofiação	Membranas com blindagem eletromagnética para aplicações biomédicas	Jiang *et al* (2024)
Técido misto de poliéster e algodão	NIPS	Ultrafiltração	Esmaeili *et al* (2024)
Garrafas	Eletrofiação	Membranas com atividade antimicrobiana para aplicações biomédicas	Gramada *et al* (2024a)
Garrafas	Eletrofiação	Membranas com atividade antimicrobiana para aplicações biomédicas	Gramada *et al* (2024b)
Garrafas	NIPS	Membranas de líquido iônico para remoção de metais pesados	Imdad e Dohare (2025)
Resina de PET reciclado de garrafas	Eletrofiação	Filtração de água	Zamisa *et al* (2025)
Garrafas	NIPS e EIPS	Recuperação de bioetanol por pervaporação	Saeed *et al* (2025)

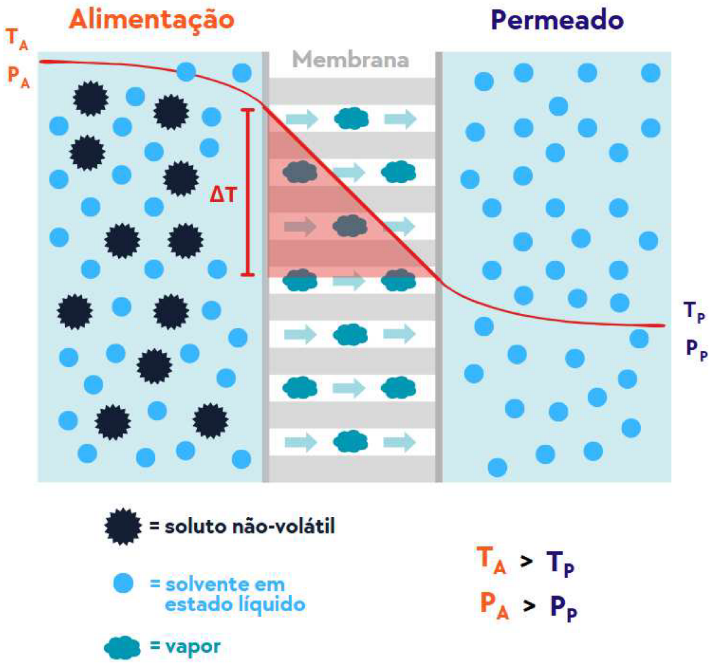
EIPS: Separação de fases induzida por evaporação; NIPS: Separação de fases induzida por não solvente;

Fonte: Próprio autor (2025).

2.3 DESTILAÇÃO POR MEMBRANAS

A destilação por membranas (DM) é um processo de separação termicamente induzido que consiste na permeação seletiva de vapor através de uma membrana microporosa hidrofóbica (Shirazi; Dumée, 2022). Nessa metodologia, uma solução aquecida, chamada de alimentação, é recirculada em contato com uma das faces da membrana, enquanto a face oposta é mantida a uma temperatura mais baixa. A diferença de temperatura entre os dois lados da membrana leva a formação de um gradiente de pressão de vapor ao longo de sua seção transversal, o que induz a transferência de calor e massa, na forma de vapor, através dos poros da membrana, conforme representado na Figura 5. Durante o processo, o solvente evapora na superfície aquecida pela corrente de alimentação e atravessa os poros da membrana no estado gasoso, ao passo que os compostos não voláteis presentes na solução ficam retidos. Após atravessar a membrana o vapor se condensa no lado mais frio, obtendo-se o solvente (permeado) numa qualidade mais pura, tal como em um processo de destilação (Eykens et al., 2016a).

Figura 5. Representação esquemática simplificada do processo de DM, onde T_A, T_P, P_A, e P_P referem-se respectivamente às temperaturas da alimentação e do permeado e às pressões da alimentação e do permeado



Fonte: Próprio autor (2025).

Uma das principais vantagens associadas ao processo de DM em comparação com outros processos de separação térmicos, como a destilação flash de multi-estágios (MSF) e a destilação de efeitos múltiplos (MED), é que a solução de alimentação não precisa ser aquecida até o ponto de ebulição do solvente para promover sua separação, o que a torna mais eficiente energeticamente e viabiliza o aquecimento através de fontes alternativas, como a energia solar e geotérmica, assim como também permite o reaproveitamento do calor residual no caso de efluentes industriais (A Kiss; Readi, 2018).

A DM também se destaca frente aos processos clássicos de separação por membrana que utilizam a pressão como força motriz, como a nanofiltração (NF) e a osmose reversa (RO), por operar em pressões de trabalho inferiores a 1 bar, o que aliado à sua baixa sensibilidade à concentração de soluto e à pressão osmótica, reduz a ocorrência de incrustações minerais (*scaling*). Além disso, a DM oferece uma alta seletividade, com uma rejeição teórica de 100% para os solutos não voláteis, viabilizando especialmente a remediação de efluentes têxteis. No entanto, para processos em larga escala, como a dessalinização de água marinha para o abastecimento de água potável, a utilização da RO demonstra-se mais vantajosa em termos de eficiência energética e é amplamente mais utilizada (Bottino et al., 2012; Drioli; Ali; Macedonio, 2015).

O principal gargalo de operação da DM é o fenômeno de molhamento da membrana (*wetting*), que é caracterizado pela passagem de líquido através dos poros, o que compromete a qualidade do permeado e provoca uma queda em seu fluxo. A penetração do líquido ocorre quando a pressão transmembrana atinge a pressão de entrada de líquido (LEP). Este processo pode ser favorecido pela presença de surfactantes e outros compostos que diminuam a tensão superficial do líquido, consequentemente reduzindo a LEP (Silva et al 2021).

Outro problema comum à DM e aos demais processos de separação com membrana é o fenômeno de incrustação (*fouling*), que pode ser descrito como acúmulo de partículas (*foulants*) na superfície ou poros da membrana. As complicações provocadas por este processo incluem: reduções no fluxo de permeado e na eficiência energética do sistema, aumentos nos custos de operação associados a troca ou limpeza da membrana, o favorecimento do molhamento e a contaminação do permeado (Susanto, 2011; Horseman et al., 2020). A incrustação possui diferentes mecanismos de formação, que em muitos casos atuam de forma combinada, podendo

ser classificada como: orgânica, quando oriunda da adsorção de compostos orgânicos que possuam afinidade química com a membrana; inorgânica, nos casos de incrustação mineral; biológica, quando há crescimento microbiano; e coloidal, no caso de partículas em suspensão que sofrem atração eletrostática pela membrana e depositam-se sob sua superfície (Alkhatib; Ayari; Hawari, 2021).

Além dos problemas associados ao molhamento e incrustações, a ocorrência de variações bruscas na pressão do sistema também representa uma dificuldade que deve ser levada em consideração no desenvolvimento de membranas adequadas ao processo de DM. Em cenários assim, membranas com baixa resistência mecânica podem sofrer ruptura ou ter seus poros colapsados (Capizzano et al., 2021).

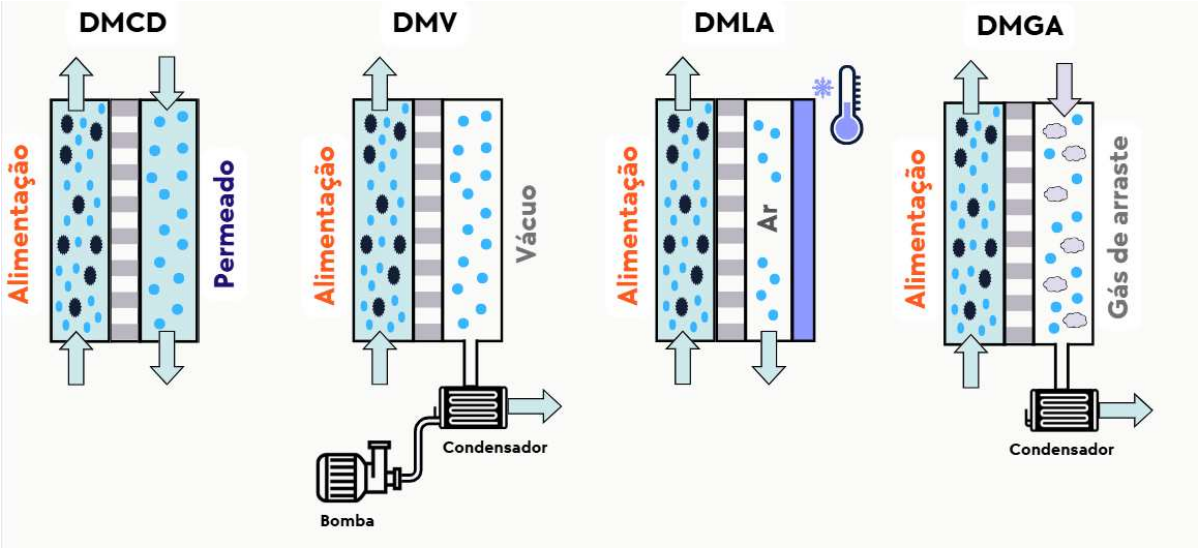
Diante disso, uma membrana ideal para o processo de DM deve apresentar baixa suscetibilidade à incrustações e ao molhamento, assim como alta resistência mecânica, para evitar rompimentos, e porosidade controlada (com diâmetros de poro na faixa de 50 a 100 nm), para garantir seletividade e um fluxo eficiente (Eykens et al., 2016b).

Os poros de um material podem ser categorizados de acordo com seu tamanho conforme orientação da União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC), que os classifica em: macroporos (>50 nm), mesoporos (entre 2 e 50 nm) e microporos (<2 nm) (White et al., 2009). Os procedimentos mais comuns para se obter a distribuição de tamanho de poro de um material poroso são os métodos BET e BJH, que utilizam de modelos matemáticos para calcular características como o diâmetro médio e volume total de poro a partir das isotermas de fisissorção de gás do material (Brescia; Vasconcelos, 2022).

2.3.1 Principais configurações do processo de DM

O processo de DM pode ser classificado em diferentes configurações com base na metodologia utilizada para formar o gradiente de vapor e coletar o permeado. As configurações mais comuns são a destilação por membrana de contato direto (DMCD), a destilação por membrana a vácuo (DMV), a destilação por membrana com lacuna de ar (DMLA) e a destilação por membrana com gás de arraste (DMGA), que estão representadas de maneira simplificada na Figura 6. Cabe mencionar que na literatura existem variações destas configurações e também o seu o emprego combinado (Parani; Oluwafemi, 2021)

Figura 6. Principais configurações do processo de destilação por membranas.



Fonte: Próprio autor (2025).

A DMCD representa a configuração mais tradicional de DM. Em sistemas que operam com este arranjo o solvente é mantido sob resfriamento e recirculado no lado do permeado em sentido contracorrente ao fluxo de alimentação, o que contribui para a formação e manutenção do gradiente de pressão de vapor. Um dos problemas associados a esta configuração é a perda de calor por condução, dado que a membrana é a única barreira que separa o fluxo de alimentação quente do permeado frio. Somado a isso, a membrana também fica suscetível ao molhamento a partir de ambas as faces (Ashoor et al., 2016).

Na DMV, a diferença de pressão de vapor entre as superfícies da membrana é induzida por meio de uma bomba de vácuo acoplada ao sistema de coleta do permeado. O vapor de solvente atravessa a membrana e então é sugado até um recipiente mantido sob resfriamento onde ocorre a condensação. A DMV opera em condições de temperatura e pressão hidrostática mais baixas, e produz altos fluxos de permeado com uma perda de calor reduzida em comparação as demais configurações. Contudo, a membrana fica mais suscetível ao fenômeno do molhamento (Abu-Zheid et al., 2015). Ademais, durante o acionamento da bomba de vácuo, a variação de pressão pode levar a rompimentos no caso de membranas com baixa resistência mecânica.

Já no processo de DMLA, é formada uma lacuna de ar entre a membrana e uma superfície resfriada, que atua como condensador. O vapor passa através da membrana e pela lacuna de ar, condensando-se então na superfície. Este arranjo foi desenvolvido com o intuito de minimizar a perda de calor por condução. Em contrapartida, a presença da lacuna de ar provoca uma resistência ao transporte de vapor, resultando em fluxos inferiores aos obtidos durante a DMCD e a DMV (Shahu; Thombre, 2019).

Por fim, na DMGA, o gradiente é formado por meio de um fluxo de gás frio que passa pelo lado do permeado resfriando a superfície da membrana e arrastando as moléculas de vapor que a atravessaram. O gás conduz o vapor até um recipiente externo ao módulo da membrana, onde ocorre a condensação (Boukhriss et al., 2020)

2.4 PRODUÇÃO DE MEMBRANAS POR INVERSÃO DE FASES

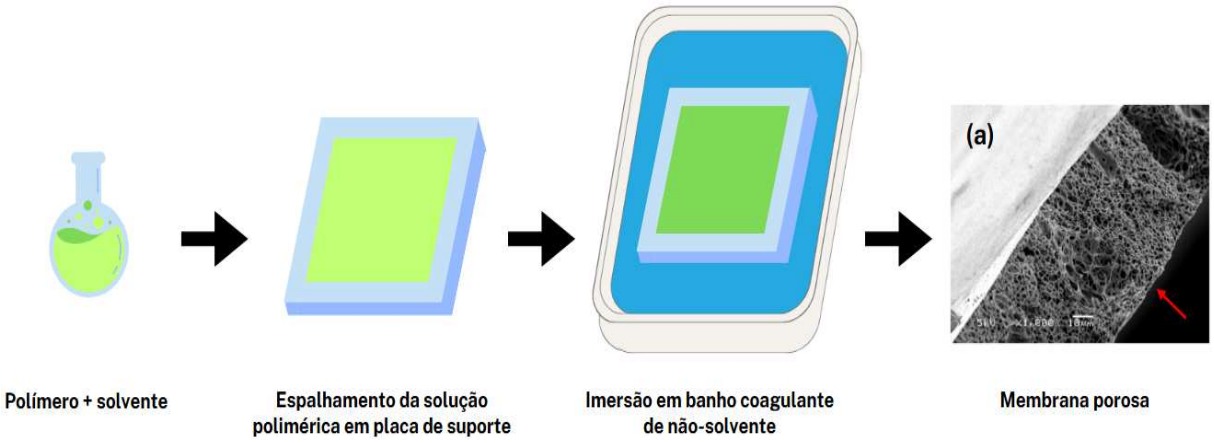
Os processos de inversão de fases são uma metodologia amplamente utilizada para a produção de membranas poliméricas porosas, e baseiam-se na separação das fases de uma solução polimérica homogênea de concentração conhecida. O termo ‘inversão’ atribui-se ao fato de que durante o processo a fase inicialmente dispersa, constituída pelo polímero, passa para o estado sólido tornando-se uma fase contínua, ao passo que a fase originalmente contínua, o solvente, passa a ser dispersa, seja no ar ou em meio líquido (Yeo et al., 2002).

Existem diferentes técnicas para induzir a separação das fases, que pode ser realizada à seco ou com o auxílio de não-solventes. As principais metodologias à seco consistem na separação de fases induzida por evaporação (EIPS) e na separação de fases termicamente induzida (TIPS). Na EIPS a solução polimérica é transferida para um suporte e mantida sob temperatura ambiente para que o solvente evapore e ocorra a formação da membrana, já na TIPS o suporte contendo a solução de polímero é aquecido para acelerar o processo de evaporação (Mapossa et al., 2024).

O processo separação de fases induzida por não-solvente (NIPS), está representado na Figura 7, e consiste na extrusão, molde ou espalhamento da solução polimérica em um suporte, que é em seguida imerso em um banho de coagulação constituído por um não-solvente, que pode ser um composto ou mistura em que o polímero seja quase ou totalmente insolúvel. O processo também apresenta variações na forma da separação de fases induzida por spray de não-solvente (s-NIPS) e a

separação de fases termicamente induzida por não-solvente (NTIPS). Na s-NIPS a aplicação do não-solvente, objetivando a precipitação do polímero, é feita através de um jato em spray, ao passo que na NTIPS o banho de coagulação é mantido sob aquecimento (Xiao et al., 2015; Marbelia et al., 2020).

Figura 7. Representação esquemática das etapas do processo de NIPS

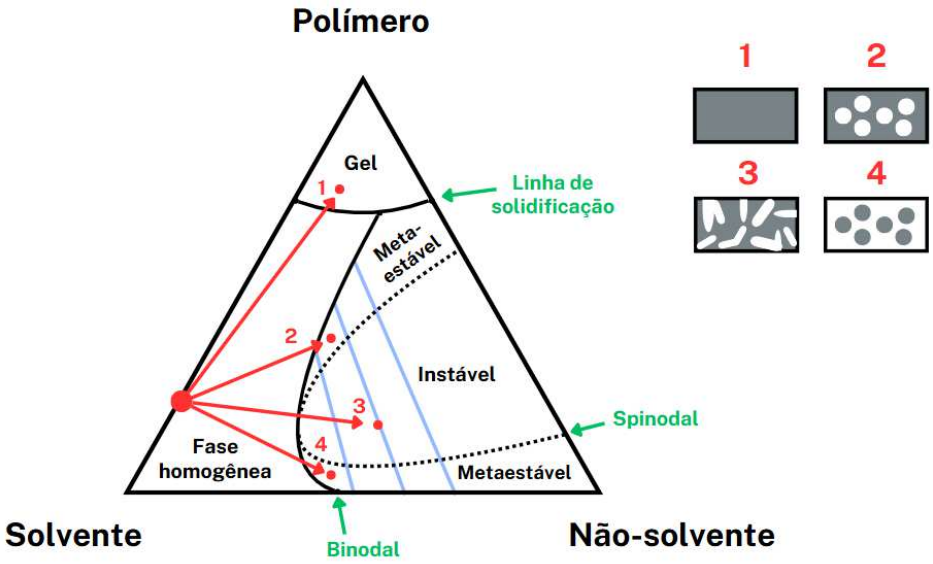


(a) Imagem reproduzida de Cadore (2019).

Fonte: Próprio autor (2025).

Um dos principais desafios associados à produção de membranas pela NIPS, e aos demais processos de inversão de fases, são encontrados no controle e reprodutibilidade dos mecanismos envolvidos na separação das fases, os quais são responsáveis por definir as características morfológicas da membrana (Tan; Rodrigue, 2019). As variáveis que influenciam na precipitação do polímero podem ser atribuídas a dois principais fatores: a cinética de separação das fases e o ponto de entrada na lacuna de miscibilidade. Os fenômenos de transferência de massa, e as consequentes alterações na composição das fases, dependem diretamente da cinética do processo de separação e estabelecem o trajeto percorrido no diagrama de fases ternário da mistura polímero-solvente-não-solvente (Figura 8) durante o processo de imersão (Sadrzadeh; Bhattacharjee, 2013). Por outro lado, o mecanismo de formação da estrutura da membrana depende, sobretudo, do ponto de entrada na lacuna de miscibilidade, correspondente à região heterogênea do diagrama de fases. Desse modo, é possível traçar quatro possíveis percursos para a composição do sistema, associados a diferentes mecanismos de separação (Kahrs, 2020).

Figura 8. Diagrama de fases ternário do sistema polímero-solvente-não-solvente com indicação dos percursos de precipitação e seus respectivos mecanismos



Fonte: Adaptado de Kahrs (2022).

Na Figura 8, a linha de solidificação representa a composição limite a partir da qual a solução homogênea (percurso 1) ou a fase rica em polímero atingem uma viscosidade elevada, passando para um estado de gel, de modo que não há a formação de poros. Dessa forma, o mecanismo representado pelo percurso 1 não é desejável para a formação de membranas (Mulder 1996).

Quando a composição da mistura homogênea, constituída apenas pelo polímero e o solvente, atravessa a curva binodal (percursos 2, 3 e 4), o sistema passa a ser heterogêneo e ocorre a formação de duas fases que coexistem em equilíbrio: uma fase rica em polímero, que posteriormente pode ser convertida na estrutura da membrana, e uma fase pobre em polímero, responsável por gerar a rede porosa (Madaeni; Backhtiari, 2012). Essa região heterogênea bifásica pode ser dividida em duas regiões, uma instável e a outra metaestável, delimitadas pela curva spinodal. A interseção entre a curva binodal e a spinodal é chamada de ponto crítico.

Caso o ponto de entrada na região heterogênea localize-se acima do ponto crítico, conforme representado pelo percurso 2 (Figura 8), ocorrerá o processo de nucleação da fase pobre em polímero, constituída pelo solvente e o não-solvente. Os núcleos formados por este mecanismo estão envoltos pela fase rica em polímero, que vai originando a matriz estrutural porosa da membrana conforme o solvente é

removido ao longo do processo de imersão. Em contrapartida, quando a entrada na região heterogênea ocorre abaixo do ponto crítico (percurso 4), o que se sucede é a nucleação da fase rica em polímero, de modo que não há a formação de membrana, gerando-se apenas partículas do polímero (Yu; Yang; Xiang, 2014).

O percurso 3 é caracterizado pelos casos em que a mistura passa para a fase heterogênea com muita proximidade ao ponto crítico ou através dele, adentrando diretamente na região instável, onde ocorre a decomposição spinodal das fases. Neste mecanismo, a separação das fases não ocorre por nucleação e está fortemente suscetível a variações nas concentrações do polímero e do solvente (indicadas pelas linhas azuis) (Figura 8). As fases rica e pobre em polímero separam-se de forma entremeada entre si, gerando uma estrutura tridimensional bicontínua (Lee et al., 2004). Como nos outros mecanismos, a solidificação da fase rica em polímero ocorre em função do aumento na concentração de polímero. Devido a interconectividade da fase pobre em polímero, as membrana produzidas por meio deste mecanismo costumam apresentar uma rede de poros altamente interligada, conferindo a elas um fluxo de permeado mais elevado (Khanna et al., 2010).

Além dos desafios técnicos, a NIPS também levanta preocupações ambientais devido a natureza tóxica dos solventes utilizados para a solubilização do polímero. No caso do PET, a solubilidade está restrita a poucos solventes, em sua maioria compostos halogenados de custo elevado e que apresentam alta toxicidade. Dentre estes, o mais comumente utilizado é o ácido trifluoracético (TFA), por sua capacidade de rapidamente solubilizar o PET em temperatura ambiente. No entanto, sua utilização demanda cuidados adicionais de manipulação, pois além de tóxico trata-se de um ácido forte e volátil, que gera vapores corrosivos (Piacini, 2018). As pesquisas envolvendo a fabricação de membranas de PET por NIPS também exploram como solventes o diclorometano, o tetracloroetano, o fenol e o *m*-cresol (Rajesh; Murthy, 2014; Lin et al., 2015; Pongmuksuwan; Kitisatorn, 2023).

Em seus estudos sobre a síntese de membranas de PET por meio do processo de NIPS, Cadore *et al* (2022) observaram que a incorporação de diclorometano junto ao TFA como solvente resulta em membranas com uma alta permeação de água, mas que em contrapartida há uma maior presença de macrovazios, o que prejudicou severamente a seletividade, permitindo a passagem de polissacarídeos com alto peso molecular, dessa forma inviabilizando aplicações como a ultrafiltração e outros processos que exigem um tamanho de poro ainda mais reduzido. Também foi

observado que aumentar a concentração de polímero das soluções de espalhamento tem o efeito de reduzir a formação de macrovazios e favorece a formação de uma matriz mais densa e de aspecto esponjoso, o que pode representar uma redução no fluxo de permeado devido a menor interconectividade entre os poros. Portanto, ao desenvolver uma metodologia para fabricar membranas de PET por meio da NIPS visando a aplicação em processos de purificação de água, é importante considerar, além de vários fatores, o balanço entre seletividade e permeância proporcionado pela escolha do solvente e a concentração de polímero.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O processo de confecção das membranas e os ensaios na unidade de destilação por membranas à vácuo foram realizados nas instalações do Laboratório de Sistemas Porosos (LASIPO). As caracterizações das membranas por determinação do ângulo de contato, potencial zeta de superfície, fisissorção de gás nitrogênio e FTIR-ATR foram realizada na Central de Análises do departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC. As micrografias eletrônicas da superfície das membranas foram obtidas no Laboratório Central de Microscopia Eletrônica (LCME). As análises térmicas das membranas foram realizadas no Laboratório de Controle de Processos e Polimerização (LCP).

3.1 CONFECÇÃO DAS MEMBRANAS

A confecção das membranas foi realizada por meio da técnica de separação de fases induzida por não-solvente (NIPS). Nas seções abaixo estão descritos os materiais utilizados e o passo a passo da metodologia empregada.

3.1.1 Reagentes

Os reagentes utilizados na confecção das membranas estão listados na Tabela 2 em conjunto com suas respectivas finalidades.

Tabela 2. Reagentes utilizados na confecção das membranas

Reagente	Fornecedor	Finalidade	Informações adicionais
Ácido Trifluoroacético (TFA)	Dinâmica Química	Solubilização do polímero	P.A.
Álcool etílico absoluto	Neon Comercial	Limpeza dos materiais poliméros	P.A
Poli(etilenoglicol) (PEG)	Sigma-Aldrich	Aditivo porógeno	$PM_{médio}$ = 400Da
Água destilada	---	Banho de coagulação	$\sigma < 4\ \mu S.cm^{-1}$

Fonte: Próprio autor (2025).

3.1.2 Metodologia NIPS

Para a confecção das membranas, foram utilizados como matéria-prima os materiais poliméricos listados a seguir:

I. PET virgem: resina granulada grau garrafa doada pela empresa Plastgil Plásticos;
II. PET reciclado: obtido a partir de quatro fontes distintas:
    a) garrafas pós-consumo coletadas do lixo doméstico;
    b) corda ecológica de PET reciclado da marca Cordoaria Brasil, adquirida em loja de material de construção;
    c) tecidos Oxford 100% poliéster, adquiridos em loja de aviamento;
    d) tecido 100% poliéster reciclado, doado pela empresa Aradefe Malhas.

De modo a facilitar sua manipulação e dissolução, os resíduos de garrafa PET, os tecidos 100% poliéster e o tecido 100% PET reciclado foram cortados em pedaços de aproximadamente 1x1 cm. Já a corda de PET reciclado foi cortada em segmentos de 1 cm. Os materiais cortados e a resina granulada foram lavados com etanol, sendo deixados de molho por 15 min, e depois secos em uma estufa por 24 h a 60°C para a remover qualquer umidade residual, sendo em seguida armazenados em um dessecador.

A metodologia de fabricação das membranas foi baseada nos trabalhos de Cadore *et al*. (2022) e Marafiga (2022). Considerando a seletividade mais rigorosa exigida em processos de DM, foram preparadas soluções de PET em TFA na concentração mássica de 20% (m/m). Para avaliar o efeito da adição de poli(etilenoglicol) (PEG) como agente porógeno, também foi preparada uma solução de membrana contendo 20% de PET e 1% de PEG400 (m/m). A dissolução dos materiais poliméricos foi realizada em temperatura ambiente, com as soluções mantidas sob agitação por 24 h. Após isso, elas foram submetidas a um banho de ultrassom por 30 min para a remoção de bolhas, e depois deixadas para descansar por mais 24 h. A identificação das soluções conforme a matéria-prima utilizada está descrita na Tabela 3.

As soluções de polímero foram espalhadas em uma placa de vidro com o auxílio de um bastão de vidro. Para controlar a espessura do filme formado pela solução, foram coladas duas camadas de fita isolante (19 mm de espessura) nas extremidades da placa. Após o espalhamento da solução a placa foi submergida em

um banho de coagulação constituído por 2 litros de água destilada, sendo mantida sob imersão por 24 h. Passado esse período, e verificada sua formação, as membranas foram lavadas com água destilada no intuito de remover quantidades residuais do solvente e depois deixadas para secar sob temperatura ambiente.

Tabela 3. Identificação das soluções de espalhamento

Membrana		Matéria-prima
M1	V-Pet	Resina granulada virgem
M2	V-PET + PEG	Resina granulada virgem com 1% de PEG400
M3	R-PET	Garrafa transparente
M4	R-PET azul	Garrafa azul
M5	R-PET vermelho	Garrafa vermelha
M6	R-PET verde	Garrafa verde
M7	RR-PET	Corda de PET reciclado
M8	T-PET preto	Tecido 100% poliéster preto
M9	T-PET vermelho	Tecido 100% poliéster vermelho
M10	T-PET azul	Tecido 100% poliéster azul
M11	T-PET verde	Tecido 100% poliéster verde
M12	RT-PET	Tecido 100% PET reciclado

Fonte: Próprio autor (2025).

3.2 PROCESSO DE DESTILAÇÃO POR MEMBRANAS A VÁCUO

3.2.1 Unidade de destilação por membranas a vácuo

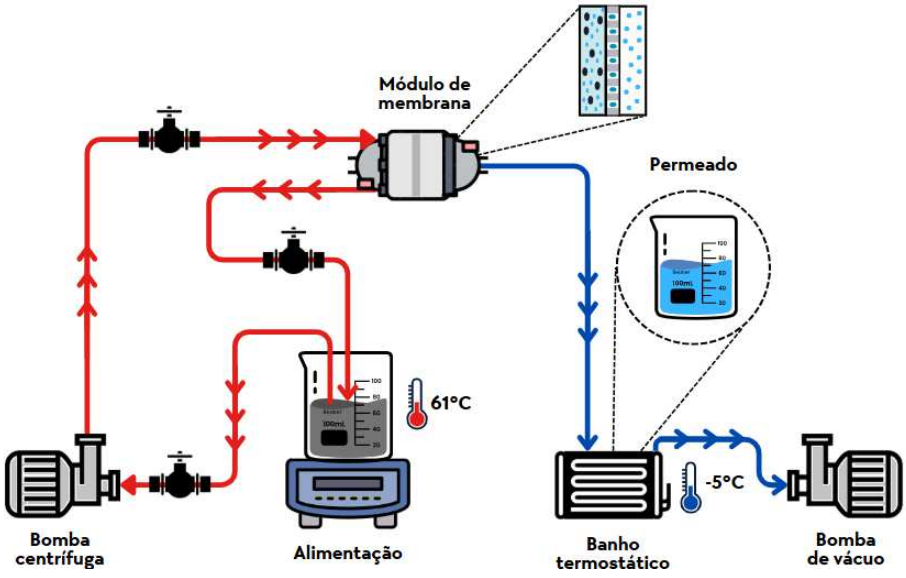
A unidade de destilação por membranas a vácuo utilizada nos teste de fluxo de água pura e remoção de cor está esquematizada na Figura 9. Sua estrutura é composta por: um módulo de membrana (Figura 10), no qual a membrana está posicionada e onde ocorre o processo de separação; uma bomba centrífuga, responsável por bombear a alimentação para o módulo de membrana; uma resistência térmica, para aquecer a alimentação; uma balança, utilizada para monitorar a variação de peso da alimentação; um banho termostático, para condensar o vapor que passa através da membrana; e uma bomba de vácuo, para gerar a diferença de pressão entre as faces da membrana e conduzir o vapor até o recipiente de coleta do

permeado. Também foi utilizada uma balança para pesar o permeado ao fim de cada teste. Os equipamentos que compõem a unidade estão listados na Tabela 4. Os testes tiveram duração de 4 h com base nos experimentos descritos por Ramlow *et al.* (2019), em que 3h de operação foi o suficiente para verificar fenômenos de incrustação ou molhamento. A solução de alimentação foi aquecida a 60°C e o permeado resfriado a -5°C. A vazão de alimentação era de 1,5 L/min, e o vácuo do permeado foi mantido sob uma pressão de 1,5 kPa e monitorado por um manômetro. O fluxo de permeado (*J*) foi calculado por meio da Equação 1, na qual m_p corresponde à massa de permeado, *A* à área efetiva de membrana (0,001385 m^2) e Δt ao tempo percorrido desde o início do teste. Já a rejeição de corante ($R_{corante}$) foi calculada a partir da medida da absorbância da solução de permeado em um espectrofotômetro de UV-vis utilizando a Equação 2, onde $C_{alimentação}$ corresponde à concentração de corante na solução de alimentação e $C_{permeado}$ à concentração de corante no permeado.

$$J = {m_{permeado}}/{\Delta t * A} \quad (1)$$

$$R_{corante} = \frac{C_{alimentação} - C_{permeado}}{C_{alimentação}} \quad (2)$$

Figura 9. Esquema da unidade de destilação por membranas a vácuo



Fonte: Próprio autor (2025).

Figura 10. Módulo de membrana montado e desmontado.

Fonte: Próprio autor (2025).

Tabela 4. Equipamentos que compõem a unidade de DMV

Equipamento	Modelo
Balança da alimentação	SONAKI SK-80, precisão 0,001 kg
Bomba centrífuga	WEG BL 5
Termômetros	TP101
Módulo de membrana	Encomendado sob medida
Resistência térmica	---
Painel de controle elétrico	---
Banho termostático	QUIMIS 6214S2
Bomba de vácuo	EOS VE452ND
Balança do permeado	GEHAKA BG 4000, precisão 0,1g

Fonte: Próprio autor (2025).

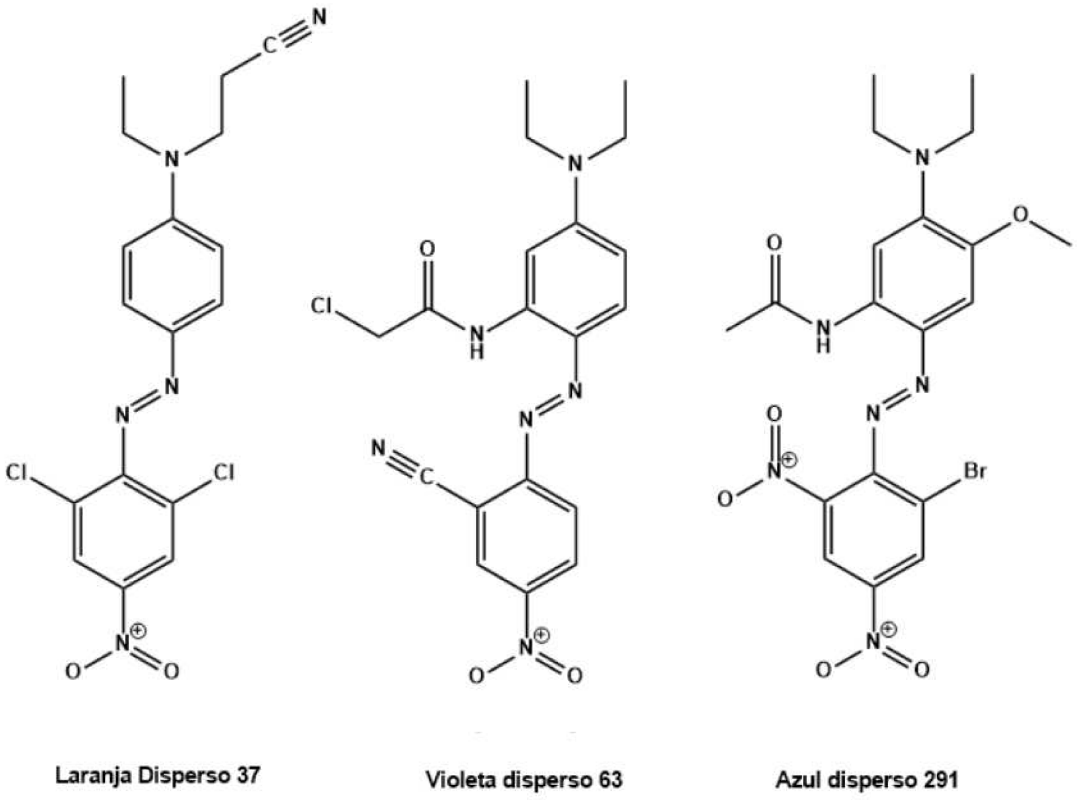
A forma como o sistema de DMV foi estruturado exige que a operação seja interrompida para que se possa medir a massa de permeado. Dessa forma, não foi possível realizar o acompanhamento cinético do fluxo de vapor através da membrana, sendo medida apenas a massa inicial e final do recipiente de coleta do permeado com uma balança.

3.2.2 Corantes

Para os testes de remoção de cor, foi utilizado o corante Preto Disperso EX-SF 300%, da marca Colorpes, que é constituído por uma mistura de três corantes: Laranja

Disperso 37, Violeta Disperso 63 e Azul disperso 291. Foram preparadas soluções do corante a 30 mg/L, baseando-se na concentração usualmente utilizada nos tanques de equalização de efluente têxtil (Azanaw et al., 2022) As estruturas dos corantes que compõe o preto disperso EX-SF 300% estão dispostas na Figura 11.

Figura 11. Estruturas dos corantes que compõem o preto disperso EX-SF 300%.



Fonte: Próprio autor (2025).

3.3 CARACTERIZAÇÕES

As membranas foram caracterizadas por microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier e reflectância total atenuada (FTIR-ATR), calorimetria diferencial de varredura (DSC), análise termogravimétrica (TGA), fisissorção de gás nitrogênio, determinação da espessura, potencial zeta de superfície, ângulo de contato, análise de força colorística, porosidade e LEP. As soluções de alimentação contendo corante e o permeado foram caracterizados por espectrofotometria de UV-vis e pela determinação do pH.

Os equipamentos utilizados na caracterização das membranas, das soluções de alimentação e do permeado estão listados na Tabela 5.

Tabela 5. Equipamentos utilizados na caracterizações

Equipamento	Modelo	Caracterização
Paquímetro	MTX 316119	Espessura
Microscópio eletrônico de varredura	JEOL JSM-6390LV	Morfologia
Espectrofotômetro de FTIR-ATR	Perkin Elmer - Spectrum Two	Composição química
Analisador térmico simultâneo (TGA e DSC)	NETZCH STA 449 F3 Jupiter	Comportamento térmico
Analisador de fisissorção de Nitrogênio	Anton-Paar Autosorb 6100	Área superficial efetiva, volume total e diâmetro médio de poro.
Analisador Eletrocinético de Superfícies Sólidas	Anton-Paar SURPASS 2	Potencial zeta de superfície das membranas
Goniômetro	Ramé-Hart 250	Ângulo de contato
Espectrofotômetro de UV-vis	PG instruments T90+	Remoção de corante e contaminação do permeado
Espectrofotômetro de UV-vis	Datacolor 500	Análise de força colorística
pHmetro	Digimed DM-23	Determinação do pH das soluções de corante

Fonte: Próprio autor (2025).

3.3.1 Espessura

A espessura das membranas foi determinada a partir da média aritmética de 10 medidas aleatórias utilizando um paquímetro.

3.3.2 Morfologia

Amostras das membranas intactas e das membranas contaminadas após os testes com corante foram recobertas com ouro e analisadas em um Microscópio Eletrônico de Varredura modelo JEOL JSM-6390LV do Laboratório Central de Microscopia Eletrônica (LCME). As micrografias foram realizadas com uma magnificação de 3500 vezes e uma diferença de potencial de 5kV.

3.3.3 Composição química

Para caracterizar a estrutura e composição química das membranas foi utilizada a técnica de espectroscopia de infravermelho e transformada de Fourier e refletância total atenuada (FTIR-ATR). As análises foram realizadas em um espectrofotômetro modelo Perkin Elmer - Spectrum Two na Central de Análises do departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC. Foram preparadas amostras de 1 x 1 cm das membranas para a análise, e a varredura foi feita na faixa de 550 a 4000 cm^{-1}.

3.3.4 Comportamento térmico e cristalinidade

O comportamento térmico das membranas e das matérias-primas foi analisado por calorimetria diferencial de varredura (DSC) em um analisador térmico modelo NETZCH STA 449 F3 Jupiter localizado no Laboratório de Controle de Processos e Polimerização (LCP). O equipamento utilizado executa simultaneamente as técnicas de DSC e de análise termogravimétrica (TGA), o que permite identificar transições térmicas associadas a reações de degradação. A faixa de temperatura utilizada foi de 20°C a 300°C, com taxa de aquecimento de 10°C/min e em atmosfera de nitrogênio gasoso com vazão de 20 mL/min.

A cristalinidade das membranas e dos materiais poliméricos foi calculada a partir das curvas de DSC utilizando a Equação 3, onde ΔH_c corresponde à entalpia de cristalização, ΔH_f à entalpia de fusão, e ΔH_f^o à entalpia de fusão do PET 100% cristalino, que é de 135,8 J/g (Jiang et al., 2018).

$$X_c = \frac{\Delta H_f - AH_c}{AH_f^o} \quad \textbf{(3)}$$

3.3.5 Microestrutura de superfície

A microestrutura das membranas foi avaliada a partir das isotermas de adsorção-dessorção de gás nitrogênio, obtidas utilizando um analisador de fisissorção modelo Anton-Paar Autosorb 6100 da Central de Análises do departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC. Os testes foram realizados sob

temperatura de 77°C, em uma faixa de pressão relativa de 0,0 a 1,0 atm. O formato das isotermas e a presença ou não de histerese foram utilizados para fornecer informações a respeito do formato e morfologia dos poros.

Por meio das análises de Brunauer-Emett-Teller (BET) e Barrett-Joyner-Halenda (BJH) das isotermas, foram determinadas a área superficial efetiva, a constante C de BET, o volume total de poros e o diâmetro médio dos poros.

Alternativamente, o diâmetro médio dos poros também foi determinado por meio da análise das micrografias de superfície das membranas utilizando o plugin *DiameterJ* do software de distribuição gratuita *ImageJ*, e os valores obtidos para ambas as técnicas foram comparados.

3.3.6 Potencial zeta de superfície

Para melhor compreender as interações eletrostáticas que ocorrem na superfície das membranas, o potencial zeta de superfície das membranas foi avaliado em um analisador eletrocinético de superfícies sólidas modelo Anton-Paar SURPASS 2 na Central de Análises do Departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC. Foram preparadas amostras de 2 x 6 cm das membranas. Os testes foram realizadas sob temperatura ambiente (25°C) em uma faixa de pH de 3 a 10, e o titulante utilizado foi uma solução de HCl na concentração de 1,823 g/mL.

3.3.7 Ângulo de contato

A hidrofilicidade das membranas foi avaliada a partir da medida, em triplicata, do ângulo de contato em um goniômetro modelo Ramé-Hart, 250 localizado na Central de Análises do departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC. As medidas foram realizadas com água deionizada e com uma solução de corante PD, e o volume de gota em cada medida foi de 5 µL.

3.3.8 Qualidade do permeado

Para avaliar a taxa de remoção de cor nos testes com corante e verificar se as membranas coloridas contaminaram o permeado nos testes com água pura, o

permeado foi analisado por espectroscopia UV-vis em um espectrofotômetro modelo PG instruments T90+ localizado na Central de Análises do departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC.

3.3.9 Tingimento das membranas

O tingimento das membranas após os testes com corante foi avaliado a partir da análise de força colorística em um espectrofotômetro modelo Datacolor 500 do departamento de Engenharia Têxtil da UFSC campus Blumenau. Por meio da técnica, foi possível comparar a mudança na coloração real das membranas a partir da leitura da refletância em diferentes comprimentos de onda. Os índices de refletância (R%) obtidos foram convertidos em valores de (K/S), que indicam a intensidade da cor, também chamada de força colorística. A análise também forneceu uma representação colorimétrica das membranas no espaço de cor L* a* b* da Comissão Internacional de Iluminação (CIELAB).

3.3.10 Porosidade média

A porosidade é uma propriedade relativa à fração de volume vazio em um material poroso e pode ser calculada pela razão entre o volume de poros e o volume total do material (Almarzooqi et al., 2015). Para determina-la, foi utilizado um método gravimétrico baseado no preenchimento dos poros com álcool etílico absoluto (marca Neon Comercial). Para cada membrana, prepararam-se três amostras de 1x1 cm, que foram secas em estufa a 60°C por 24 h, pesadas e então imersas no solvente por 24 h para que os poros fossem totalmente preenchidos. Após a imersão as amostras foram repesadas. A diferença entre as massas de amostra seca e úmida permitiu o cálculo da porosidade (ε) conforme a Equação 4.

$$\varepsilon = \frac{\frac{m_u - m_s}{\rho_E}}{\frac{m_u - m_s}{\rho_E} + \frac{m_s}{\rho_m}} \quad \textbf{(4)}$$

Onde m_u corresponde à massa de amostra úmida, m_s à massa de amostra seca, ρ_E à massa específica do etanol (789 kg/m^3) e ρ_m à massa específica do material que compõe a membrana, neste caso o PET (1380 kg/m^3).

3.3.11 Pressão de entrada de líquido

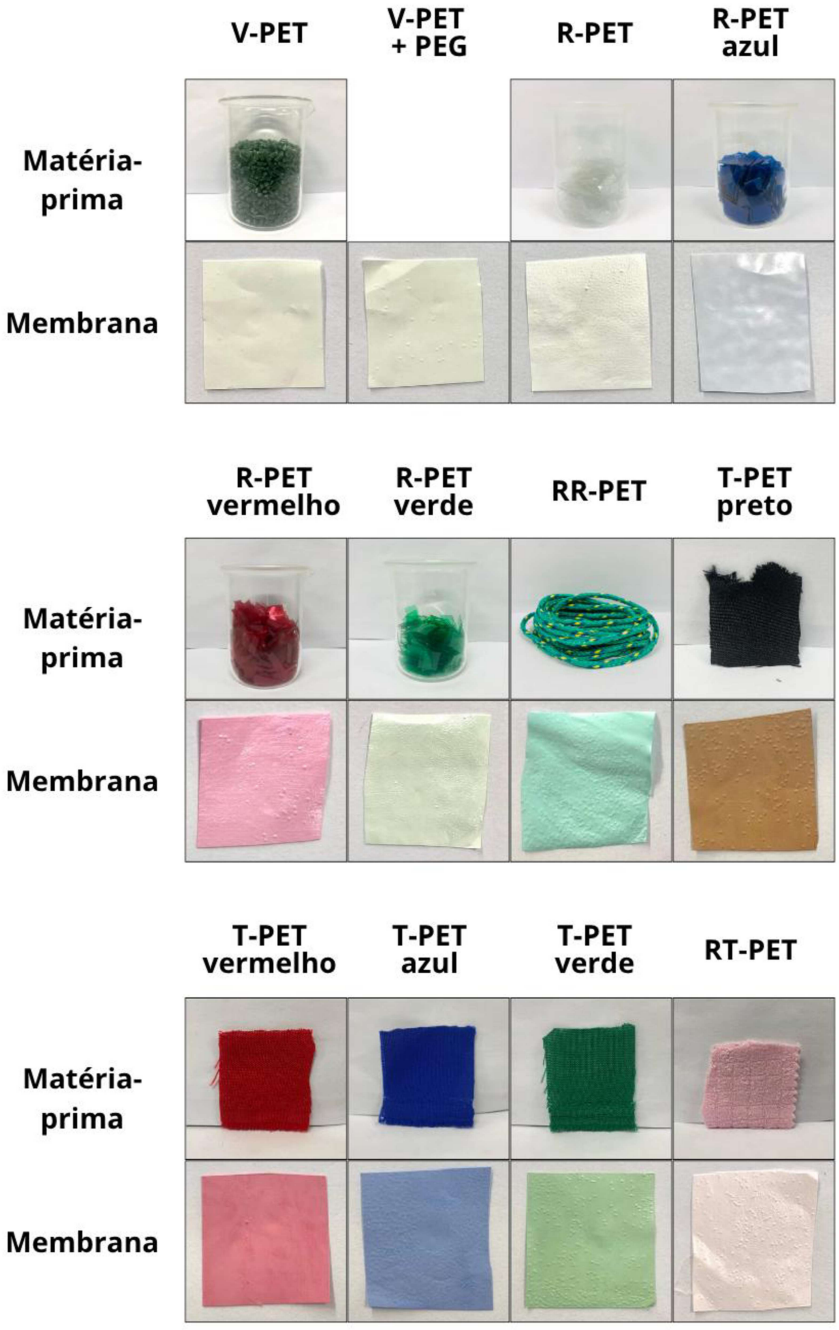
A determinação da pressão de entrada de líquido (LEP) foi realizada conforme a metodologia descrita por Silva *et al* (2021). O lado da alimentação do módulo de membrana foi preenchido com água destilada e conectado a um encanamento de ar comprimido, responsável por fornecer a variação de pressão. A vazão de ar foi controlada por meio de uma válvula manual e a pressão efetiva foi monitorada com um manômetro conectado entre a válvula e o módulo de membrana. A válvula foi aberta lentamente até que verificada a passagem de líquido através da membrana, momento em que a LEP pode ser aferida.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CONFECÇÃO DAS MEMBRANAS

As doze membranas puderam ser fabricadas por meio da metodologia NIPS com êxito. Ainda que numa intensidade menor, a coloração das matérias-primas permaneceu nas membranas, conforme é possível observar na Figura 12.

Figura 12. Membranas de PET e suas respectivas matérias-primas.



Fonte: Próprio autor (2025).

De maneira geral, as membranas apresentaram uma alta maleabilidade e resistência à tração, podendo ser dobradas sem que se rompessem. Apesar das soluções poliméricas terem sido submetidas à sonicação, ainda foi possível verificar rugosidades provocadas pela presença de bolhas.

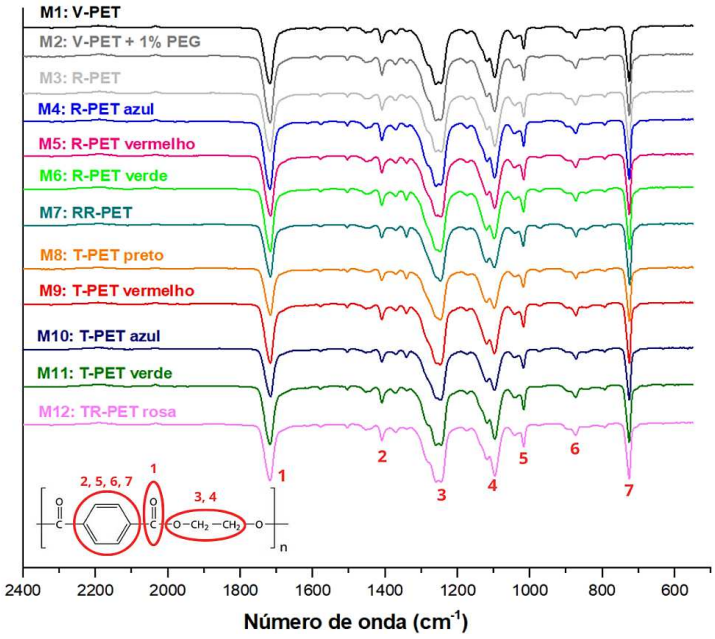
Durante o processo de fabricação, a membrana RR-PET, produzida a partir da corda de PET reciclado, descolou-se da placa de vidro e flutuou para a superfície da água poucos minutos após a imersão no banho de coagulação. Dessa forma, para garantir que a metodologia de confecção ocorresse conforme o mesmo padrão que das demais membranas (imersão total por 24 h), foi utilizado um bastão de vidro como peso em suas extremidades para mantê-la submersa. Diferente das outras membranas, que após secas permanecem planas ao serem deixadas em repouso, a RR-PET apresentou um comportamento autoenrolante, o que pode indicar assimetria estrutural ao longo de sua seção transversal ou a presença de memória estrutural, associada à tendência de materiais poliméricos em reter características de suas condições de processamento prévias. Neste caso, destacam-se duas hipóteses: a torção das fibras da corda, que pode ter permanecido no material na forma de tensões internas residuais; e a presença de estruturas sólidas que não se dissolveram no TFA e que podem ter influenciado na nucleação da região cristalina do polímero, alterando a estrutura da membrana (Yamamoto; Hussain; Yao, 2022).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS MEMBRANAS

4.2.1 Composição química

A estrutura química das membranas pode ser inferida por meio dos espectrogramas representados na Figura 13. A análise comparativa das curvas não mostrou diferenças entre os espectrogramas das membranas, e todos os picos de referência puderam ser encontrados dentro da largura de banda prevista na literatura (Chen; Hay; Jenkins, 2012), indicando que a formação das membranas ocorreu sem transformações químicas e com uma presença desprezível de contaminantes.

Figura 13. Espectrograma de FTIR-ATR das membranas de PET



Fonte: Próprio autor (2025).

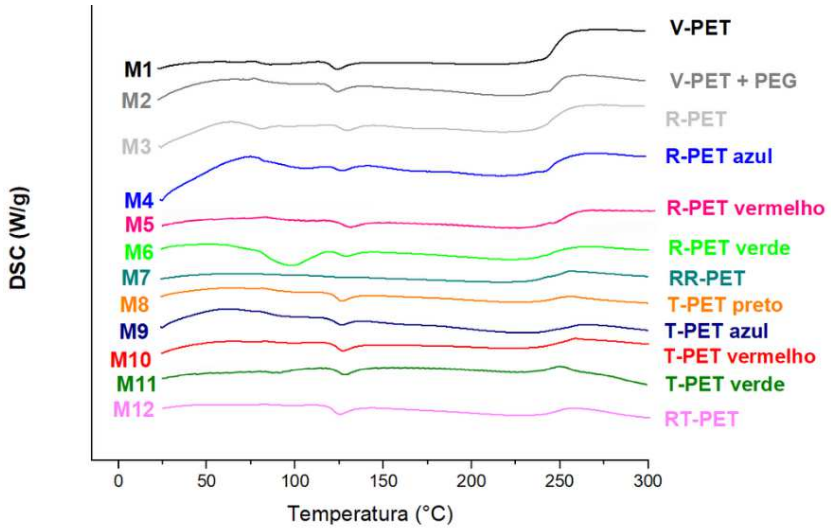
Entre os picos observados, destacam-se as seguintes bandas características do PET: 1718 cm^{-1} (representado na figura pelo número 1), referente ao estiramento da carbonila (-C=O) do grupo éster; 1409 cm^{-1} (2), referente ao anel benzênico dissubstituído; 1246 cm^{-1} e 1098 cm^{-1} (3 e 4), referentes ao estiramento assimétrico da ligação -C-C-O do grupo éster; 1018 cm^{-1} (5), referente à deformação das ligações C-H dentro do plano do anel aromático; 874 cm^{-1} (6), referente à deformação das ligações C-H para fora do plano do anel aromático; e 726 cm^{-1} (7), referente à vibração do próprio anel aromático para fora do plano.

Os espectrogramas também não revelaram traços de TFA, que apresenta picos na região entre 1250 à 1180 cm^{-1}, associados ao estiramento das ligações C-F, indicando a remoção total do solvente durante o processo de NIPS.

4.2.2 Comportamento térmico e cristalinidade

As curvas de DSC obtidas para as diferentes membranas estão apresentadas na Figura 14. Os valores de entalpia de cristalização e fusão, a temperatura de fusão e os índices de cristalinidade calculados estão organizados na Tabela 6.

Figura 14. Curvas de DSC das membranas de PET.



Fonte: Próprio autor (2025).

Tabela 6. Parâmetros associados às transições térmicas e índice de cristalinidade (X_c) das membranas de PET.

	Membrana	**ΔH_c (J/g)**	**ΔH_f (J/g)**	**T_f (°C)**	**X_c (%)**
M1	V-PET	16,92	46,19	257,9	21,56
M2	V-PET+PEG	15,37	38,53	258,0	17,06
M3	R-PET	12,20	30,11	262,1	13,19
M4	R-PET azul	9,34	25,91	259,9	12,21
M5	R-PET vermelho	15,21	24,75	258,1	7,03
M6	R-PET verde	10,20	22,47	258,3	9,04
M7	RR-PET	1,03	37,85	254,1	27,11
M8	T-PET preto	17,10	44,47	255,0	20,15
M9	T-PET vermelho	12,71	44,13	263,9	23,14
M10	T-PET azul	14,69	44,26	257,4	21,78
M11	T-PET verde	17,06	46,51	251,5	21,69
M12	RT-PET	20,40	65,39	258,1	33,13

Fonte: Próprio autor (2025).

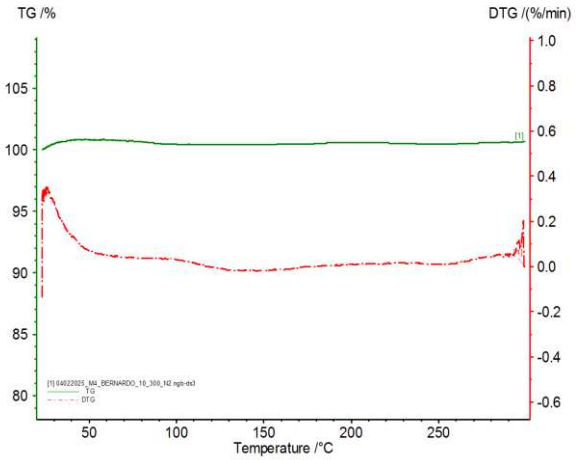
É possível observar, nas curvas apresentadas, as três principais transições térmicas do PET: a transição vítrea, indicada por uma leve perturbação de caráter endotérmico na região de 75-80 ºC; a cristalização fria, indicada por um pico exotérmico na região de 120-130°C; e a fusão do material, indicada por um pico

endotérmico em torno de 250-260°C. A presença dessas transições reforça o comportamento semicristalino do PET, também evidenciado pelos valores de índice cristalinidade obtidos, que para a maioria das amostras foi superior a 10%.

Conforme esperado, o índice de cristalinidade e a entalpia de fusão das membranas baseadas em têxteis foi superior a das membranas fabricadas a partir de garrafas, refletindo a diferença de cristalinidade comumente observada entre o PET têxtil e o utilizado em embalagens (Li et al., 2022). Além disso, as membrana RT-PET e RR-PET, respectivamente fabricadas a partir do tecido de PET reciclado e da corda de PET reciclado, apresentaram os maiores índices de cristalinidade em comparação com as demais, o que corrobora com a tendência, apontada pela literatura, de que ciclos sucessivos de reciclagem mecânica provocam um aumento na porção cristalina dos termoplásticos (Khabbaz et al., 2024).

A membrana R-PET verde apresentou um pico exotérmico entre sua T_g e o pico de cristalização fria, o que pode indicar degradação ou a ocorrência de um processo de ordenamento ou “pré-cristalização” da fase amorfa. A análise da curva de TGA da R-PET verde (Figura 15), não mostra variações de massa nessa faixa de temperatura, o que descarta a hipótese de que se trate de uma reação de degradação do polímero. O processo de “pré-cristalização”, por sua vez, é associado a termoplásticos que foram submetidos a um tratamento térmico de cristalização fria muito abaixo de sua temperatura de fusão, o que diminui a capacidade de difusão das cadeias, resultando numa fase amorfa com alta mobilidade segmentar e potencial de nucleação. Dessa forma, quando o material é aquecido acima de sua T_g, há uma reorganização das cadeias seguida por um aumento abrupto na densidade de núcleos cristalinos, liberando energia na forma de calor (Pingping; Dezhu, 1998).

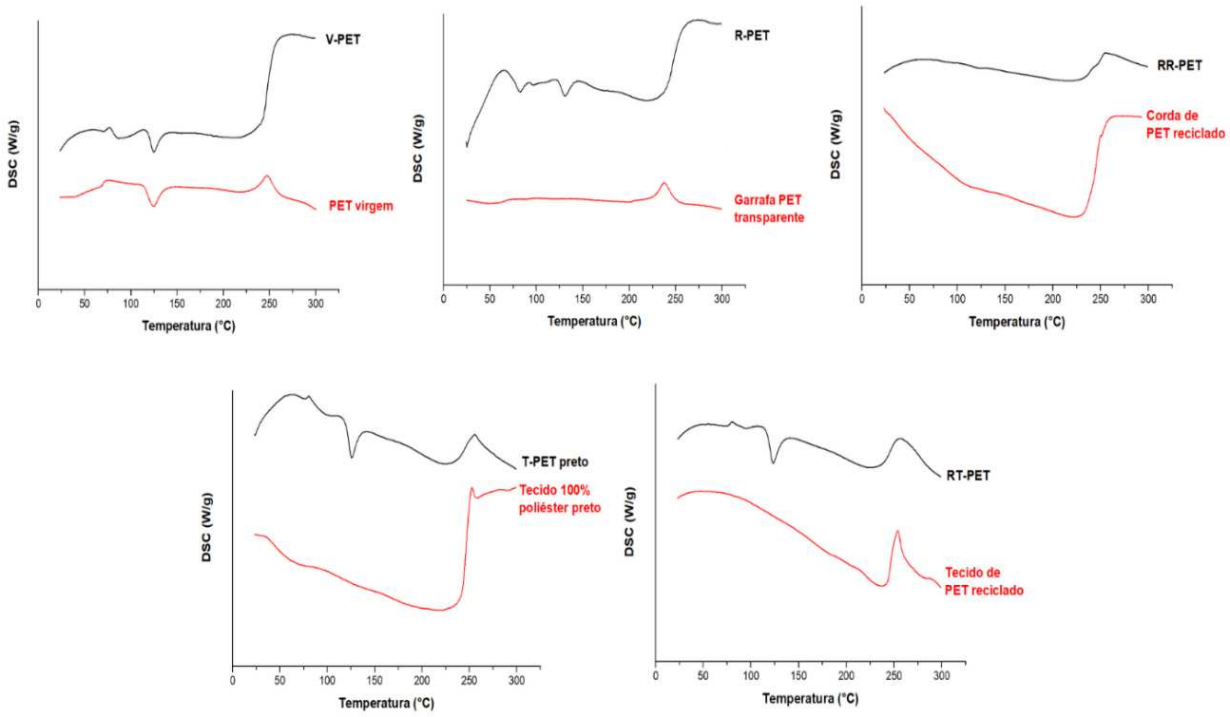
Figura 15. Termograma de TGA para a membrana R-PET verde.



Fonte: Próprio autor (2025).

Também foram analisados por DSC alguns dos materiais poliméricos utilizados na fabricação das membranas. As curvas de DSC para estes materiais estão apresentadas na Figura 16 e os parâmetros associados às transições térmicas térmicos estão resumidos na Tabela 7 em conjunto com o aumento percentual relativo do índice de cristalinidade após a confecção da membrana pelo processo de NIPS.

Figura 16. Curvas de DSC das matérias-primas e suas respectivas membranas.



Fonte: Próprio autor (2025).

Tabela 7. Parâmetros associados às transições térmicas, índice de cristalinidade dos materiais poliméricos e aumento relativo da cristalinidade após o processo de NIPS.

Material (membrana)	**ΔH_c (J/g)**	**ΔH_f (J/g)**	**T_f (°C)**	**X_c (%)**	**$\frac{X_{c\ membrana}}{X_{c\ material}}$ (%)**
PET virgem (V-PET)	22,32	31,67	251,59	6,89	212,82
Garrafa PET transparente (R-PET)	0,30	16,62	246,06	12,02	9,78
Corda de PET reciclado (RR-PET)	0,40	23,40	251,16	16,93	60,14
Tecido 100% poliéster preto (T-PET preto)	2,64	25,07	252,15	16,52	21,97
Tecido de PET reciclado (RT-PET)	5,05	42,17	254,07	27,34	21,21

Fonte: Próprio autor (2025).

De maneira análoga ao que foi observado a partir das curvas de DSC das membranas, as amostras de PET têxtil apresentaram um índice de cristalinidade superior ao PET de garrafa e à resina de PET virgem. Corroborando novamente com a tendência apontada pela literatura, os maiores índices de cristalinidade foram exibidos pelos materiais que passaram por ciclos de reciclagem mecânica, sendo estes a corda e o tecido de PET reciclados.

Ao comparar os valores de X_c obtidos para os materiais com aqueles obtidos para as membranas, observa-se que o processo de NIPS levou a um aumento na cristalinidade do PET, especialmente no caso da membrana V-PET, fabricada a partir da resina virgem de grau garrafa, que apresentou um aumento relativo bastante expressivo, de aproximadamente 212,82%, em contraste com o aumento mais sutil apresentado pelas membranas R-PET (9,78%), RR-PET (60,14%), T-PET preto (21,97%) e RT-PET (21,21%). Esse resultado pode ser atribuído ao fato de que a resina virgem apresenta uma estrutura predominantemente amorfa, o que a torna mais suscetível à cristalização induzida por solvente que ocorre ao longo da NIPS. Durante o processo, a troca solvente/não-solvente promove a formação de regiões saturadas em polímero, o que, aliado à maior mobilidade segmentar do material,

favorece a nucleação e o crescimento de lamelas cristalinas (Ouyang et al., 2004). Por outro lado, a garrafa, a corda e os artigos têxteis já passaram por uma ou mais etapas de processamento, o que as confere um grau relativamente alto de ordenação molecular e cristalinidade, conforme é possível observar a partir dos valores de X_c (Khabbaz et al., 2024). Em materiais semicristalinos como o PET, as cadeias adjacentes às regiões cristalinas têm sua mobilidade reduzida. Por conta disso, a presença dessas regiões em maior abundância pode limitar a capacidade de reorganização lamelar do material, resultando em aumentos mais discretos na cristalinidade após o processamento ou processos de *annealing* (Aoyama et al., 2019).

Embora a garrafa PET e os artigos têxteis não tenham apresentado um pico exotérmico de cristalização fria bem definido, as membranas fabricadas a partir desses materiais passam a exibi-lo, o que também pode ser explicado como uma consequência da cristalização induzida por solvente. Neste caso, por conta de sua alta cristalinidade, os materiais possuem uma fração amorfa com mobilidade restrita, o que limita a quantidade de polímero disponível para cristalizar durante o processo de aquecimento, reduzindo a intensidade do pico exotérmico. No entanto, ao longo do processo de NIPS, a membrana precipita-se de forma assimétrica, gerando uma microestrutura em que a fração cristalina está mais concentrada na face superior da membrana (exposta ao banho de coagulação), e a amorfa na face inferior (em contato com o suporte) (Basko et al., 2023). Somado a isso, a dissolução do polímero também promove um relaxamento parcial das cadeias. Esses dois fatores resultam em uma região amorfa com maior disponibilidade para se reorganizar durante o aquecimento no DSC, o que se manifesta na forma de um pico exotérmico mais intenso.

4.2.3 Porosidade média e pressão de entrada de líquido

Os valores de porosidade média (ε) e pressão de entrada de líquido (LEP) obtidos para as diferentes membranas estão organizados na Tabela 8.

Tabela 8. Valores de porosidade e LEP das membranas de PET

Membrana		ε (%)	LEP (bar)
M1	V-PET	61,27	>6
M2	V-PET+PEG	67,56	>6
M3	R-PET	59,57	>6
M4	R-PET azul	60,92	>6
M5	R-PET vermelho	63,75	>6
M6	R-PET verde	64,53	>6
M7	RR-PET	61,67	>6
M8	T-PET preto	70,81	>6
M9	T-PET vermelho	61,92	>6
M10	T-PET azul	72,77	>6
M11	T-PET verde	61,89	>6
M12	RT-PET	64,78	>6

Fonte: Próprio autor (2025).

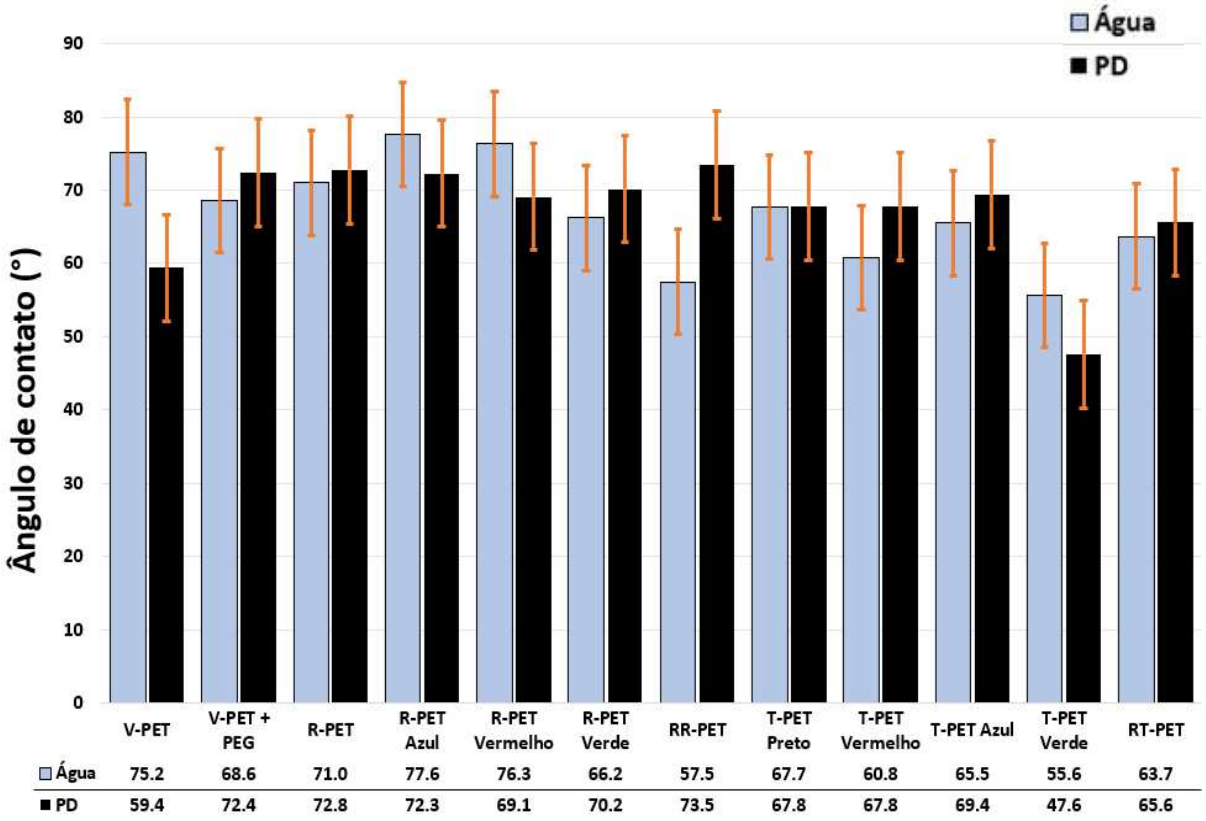
Os valores de porosidade variam em um intervalo de 60,92 à 72,77%, com destaque para as membranas V-PET+PEG, T-PET preto e T-PET azul, que apresentaram valores de 67,56%, 70,81% e 72,77% respectivamente. A porosidade mais elevada da membrana V-PET+PEG, em comparação com a V-PET, pode ser atribuída à adição de PEG400 como agente porógeno. Já os valores obtidos para as membranas T-PET preto e T-PET azul estão provavelmente associados à fatores ambientais e manuais que afetam o processo de NIPS, como a umidade do ar e o tempo levado para espalhar a solução polimérica e submergir a placa de vidro dentro do banho de coagulação, pois durante esse período a membrana pode começar a precipitar-se em função da evaporação do solvente, influenciando diretamente na sua morfologia (Kahrs, 2020).

Não foi possível aferir um valor específico de LEP para as membranas, pois durante os testes o sistema atingiu a pressão limite do manômetro (6 bar) sem que fosse verificada passagem de líquido, demonstrando que as membranas possuem uma alta resistência mecânica, não se sujeitando à ruptura ou ao colapso de poros mesmo sob pressão elevada.

4.2.4 Ângulo de contato

Foram realizadas medidas em triplicata do ângulo de contato de água e de uma solução aquosa do corante PD para as membranas. Os valores obtidos estão apresentados na Figura 17.

Figura 17. Valores de ângulo de contato obtidos para água pura e para a solução de corante preto disperso (PD).



	V-PET	V-PET + PEG	R-PET	R-PET Azul	R-PET Vermelho	R-PET Verde	RR-PET	T-PET Preto	T-PET Vermelho	T-PET Azul	T-PET Verde	RT-PET
Água	75.2	68.6	71.0	77.6	76.3	66.2	57.5	67.7	60.8	65.5	55.6	63.7
PD	59.4	72.4	72.8	72.3	69.1	70.2	73.5	67.8	67.8	69.4	47.6	65.6

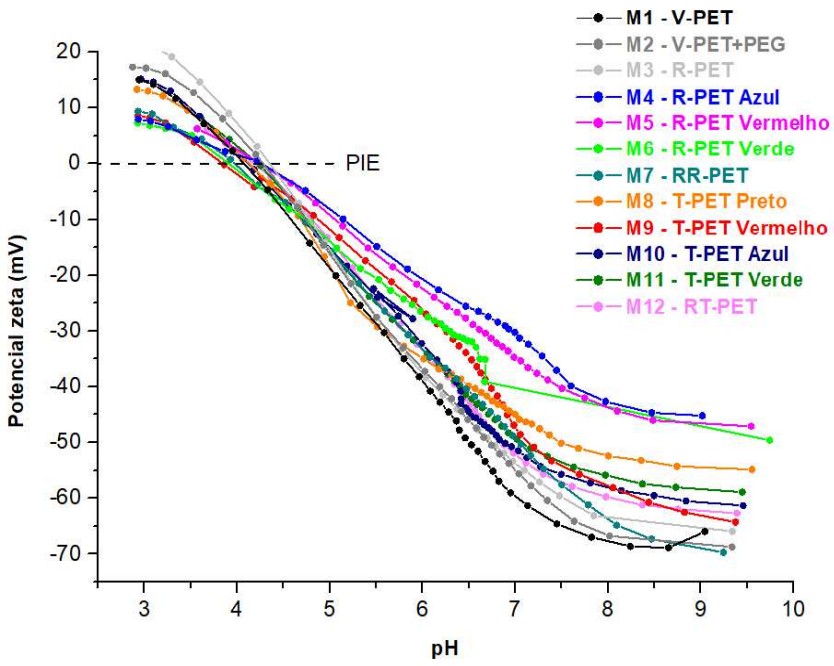
Fonte: Próprio autor (2025).

As membranas apresentaram um comportamento hidrofílico, com ângulos de contato na faixa de 55 à 78° para água deionizada e de 59 à 74° para a solução de corante PD. A adição de PEG na composição da membrana V-PET+PEG levou a obtenção de um ângulo de contato inferior ao obtido para a membrana V-PET. Este comportamento atribui-se ao caráter hidrofílico do polímero, resultante da presença de grupos hidroxila em sua estrutura.

4.2.5 Carga de superfície

As curvas de potencial zeta de superfície e os valores de ponto isoelétrico (PIE) obtidos para as membranas estão apresentados na Figura 18.

Figura 18. Curvas de potencial zeta de superfície e valores de PIE



Membrana	PIE
M1	4,07
M2	4,28
M3	4,35
M4	4,26
M5	4,25
M6	3,91
M7	3,97
M8	4,13
M9	3,88
M10	4,24
M11	4,23
M12	4,18

Fonte: Próprio autor (2025).

As membranas apresentaram uma carga de superfície predominantemente negativa na faixa de pH compreendida entre 4 e 10, com valores de ponto isoelétrico variando entre 3,91 à 4,35. Este comportamento está relacionado à desprotonação dos grupos carboxila (-COOH) presentes no PET. Conforme o pH da solução titulante aumenta formam-se mais íons carboxilato ($-COO^-$), amplificando a carga negativa da superfície da membrana (Esmaeili et al., 2024).

Os valores de ângulo de contato obtidos podem ser correlacionados com a carga de superfície observada para as membranas, de modo que membranas com uma carga de superfície mais negativa tendem a serem mais hidrofílicas, apresentando ângulos de contato menores. Essa relação se deve ao aumento da energia de superfície associada à carga negativa, que aumenta a atração das

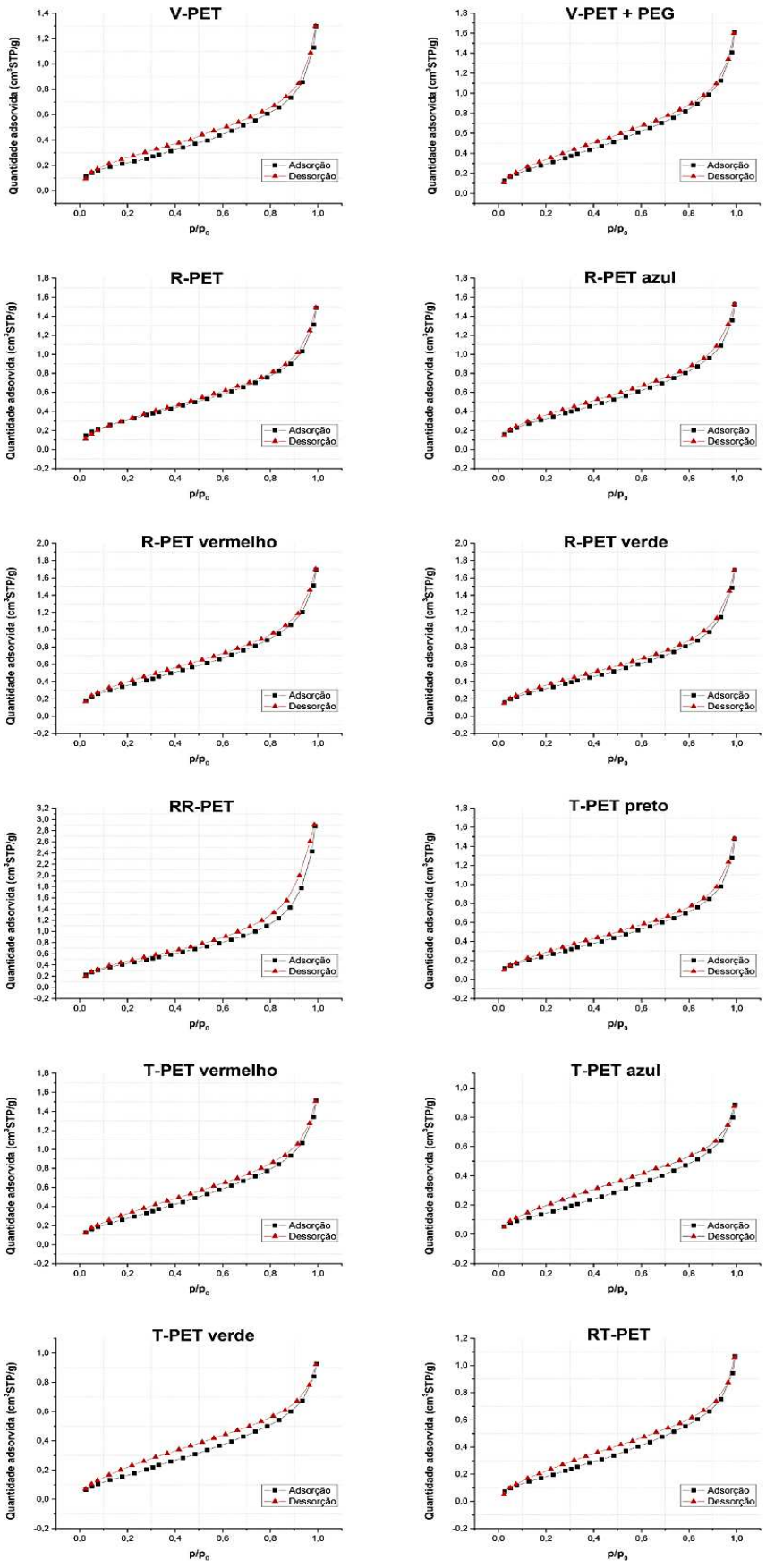
moléculas de água, permitindo que estas se espalhem de maneira mais eficaz na superfície da membrana (Ghiasi et al., 2019).

A carga superficial também pode estar associada aos valores mais altos obtidos na análise do ângulo de contato da solução de corante PD. O pH da solução, medido em temperatura ambiente (25°C), é de 8,43. Nesta faixa, a carga superficial negativa das membranas está mais amplificada. Dessa forma, as partículas em suspensão do corante, que também possuem uma carga superficial negativa, podem estar sendo repelidas pela superfície da membrana, resultando em um maior ângulo de contato (Breite et al., 2015). Essa tendência, no entanto, não foi observada para as membranas V-PET, R-PET azul, R-PET vermelho e T-PET verde, sugerindo que outros fatores, como a rugosidade da superfície ou o tamanho dos poros, exercem mais influência nas interações que ocorrem na superfície dessas membranas.

4.2.6 Análise da microestrutura por fisissorção de N_2 e MEV

Para quantificar e melhor compreender as características dos poros das membranas, foram coletadas suas isotermas de adsorção-dessorção de gás nitrogênio (N_2), que estão apresentadas na Figura 19. Os valores de área superficial específica, constante C de BET, o volume total de poros (V_T) e o diâmetro médio dos poros (D_P) também foram determinados, e estão organizados na Tabela 9.

Figura 19. Curvas de adsorção-dessorção de gás N_2 das membranas



Fonte: Próprio autor (2025)

Tabela 9. Valores de área superficial específica, constante C de BET, V_T e D_P

Membrana	Área superficial específica (m^2/g)	Constante C de BET	V_T (cm^3/g)	D_p (nm)
V-PET	5,181	42,26	0,012	9,17
V-PET+PEG	6,823	21,99	0,014	7,95
R-PET	5,982	30,98	0,011	7,36
R-PET azul	7,225	33,39	0,013	7,21
R-PET vermelho	5,995	36,98	0,011	7,43
R-PET verde	5,234	32,21	0,011	8,13
RR-PET	8,896	32,83	0,024	10,78
T-PET preto	5,480	23,19	0,012	8,63
T-PET vermelho	7,021	23,31	0,014	8,00
T-PET azul	6,864	15,02	0,014	8,01
T-PET verde	6,868	16,94	0,013	7,55
RT-PET	5,824	17,79	0,012	8,02

Fonte: Próprio autor (2025).

As isotermas obtidas para as 12 membranas apresentaram perfil do tipo II, segundo a classificação da IUPAC, associado a sólidos não porosos ou macroporosos, nos quais a adsorção ocorre predominantemente por meio da formação de monocamada e subsequente multicamada na face exterior do material, com baixa contribuição de condensação capilar (Machado et al., 2024). A histerese pouco pronunciada sugere uma mesoporosidade limitada, com pouca interconectividade entre os poros, o que corrobora com a morfologia descrita na literatura para membranas de PET produzidas a partir do processo de NIPS, nas quais se aponta uma camada superficial fina apoiada em uma estrutura esponjosa densa, especialmente para concentrações poliméricas mais altas, e com a presença de macrovazios próximos à face inferior (Rajesh; Murthy, 2014; Cadore, 2022).

As áreas superficiais específicas das membranas variaram entre 5,18 e 8,89 m^2/g, valores relativamente baixos e compatíveis com a faixa de resultado descrita na literatura para a análise BET de materiais poliméricos semicristalinos, nos quais a adsorção do N_2 se dá majoritariamente sobre a superfície externa (Thommes et al., 2015). A faixa de variação reduzida entre os valores demonstra que o processo de NIPS, ainda que bastante suscetível a fatores manuais, e realizado a partir de

matérias-primas distintas, é capaz de formar membranas com morfologia superficial semelhante em termos de rugosidade e área acessível.

As membranas apresentaram valores de constante C de BET em um intervalo de 15,02 à 42,26. A constante C está associada à força de interação entre o gás adsorvido e o sólido, servindo como um indicador da força de ligação na primeira camada de adsorção. Valores mais baixos, como o observado para as membranas T-PET azul, T-PET verde e RT-PET, sugerem superfícies de menor energia e mais homogêneas. Já valores mais altos, como o observado para a membrana V-PET, apontam para uma superfície mais heterogênea e indicam uma interação mais intensa com as partículas do adsorvato durante a formação da monocamada (Bardestani; Patience; Kaliaguine, 2019).

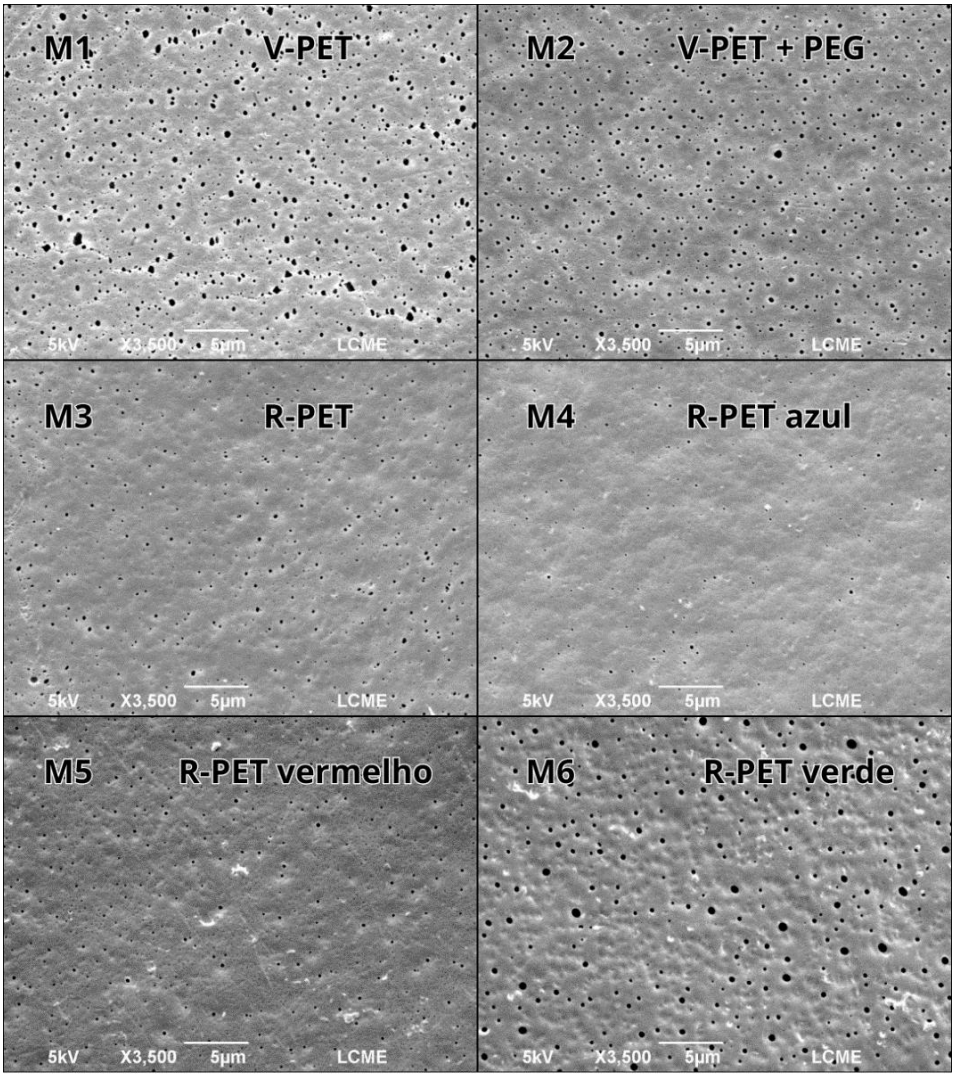
Os valores de volume total de poros obtidos foram bastante uniformes, variando entre 0,011 e 0,014 cm^3/g. A exceção para esse comportamento foi a membrana RR-PET, produzida a partir da corda de PET reciclado, que apresentou um volume de 0,024 cm^3/g. Este valor atípico pode estar relacionado aos fenômenos de assimetria ou memória estrutural previamente associados ao comportamento autoenrolante da membrana (Yamamoto; Hussain; Yao, 2022). Neste caso, o processamento e a história térmica diferenciada da corda, em comparação com as demais matérias-primas, podem ter favorecido a formação de poros mais largos e também de macrovazios.

Os diâmetros médios de poros das membranas estão localizados entre 7,21 e 10,78 nm, no intervalo mesoporoso inferior, próximos ao limite de transição entre a faixa mesoporosa e a microporosa (Zdravkov et al., 2007). Este resultado, em conjunto com os baixos valores de área superficial específica e o volume total de poros relativamente uniforme, sugerem que a porosidade das membranas é constituída em sua maior parte por regiões de pouca interconectividade, nas quais os poros ocorrem majoritariamente na forma de cavidades isoladas. Em coerência com seu volume total de poros mais alto, a membrana RR-PET também exibiu um diâmetro médio elevado, de 10,78 nm, reforçando a morfologia mais aberta dos poros.

De modo a obter mais informações sobre a morfologia de superfície das membranas, foram coletadas micrografias do lado superior das membranas, correspondente à face exterior à placa de vidro após o espalhamento, e que permanece em contato com a solução de alimentação durante o processo de DM). As micrografias estão apresentadas nas Figuras 20 e 21.

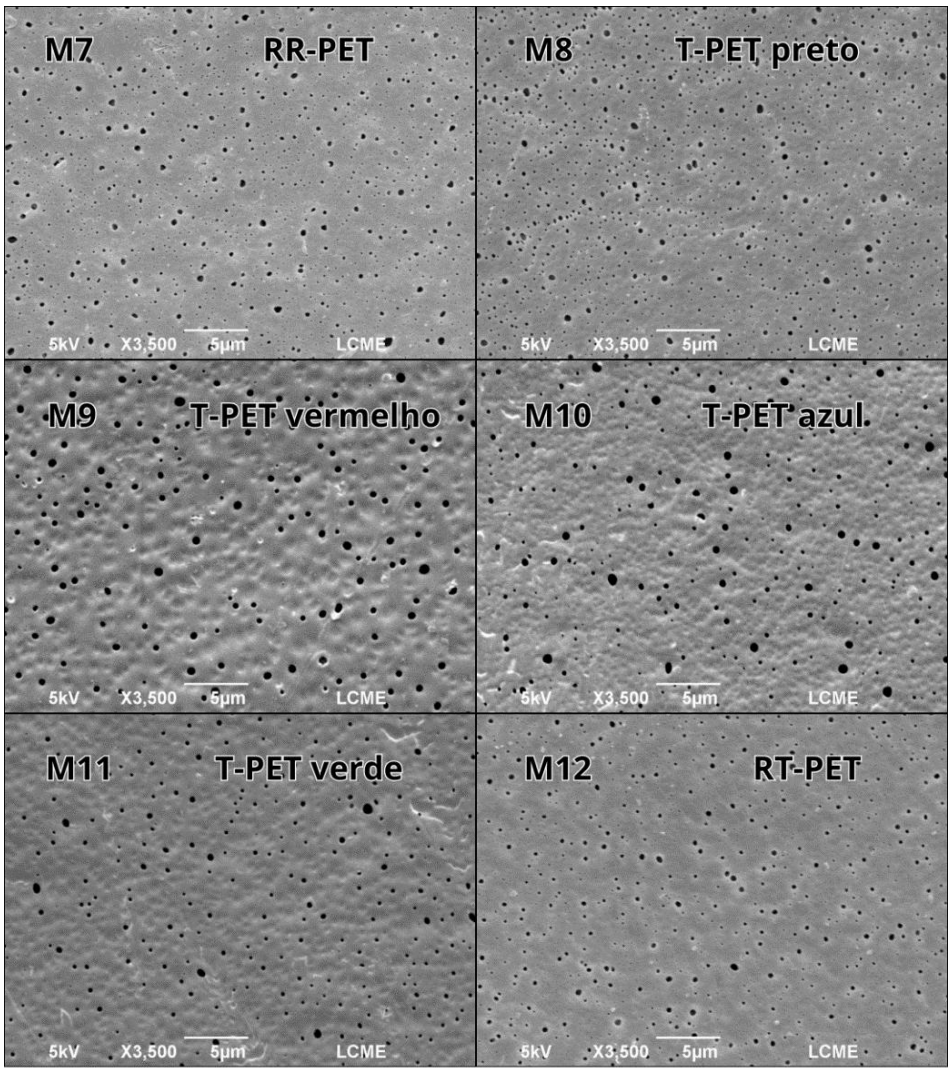
As doze membranas apresentaram superfícies relativamente semelhantes, com poros de formato redondo dispostos de maneira espaçada e com uma distribuição de tamanho visualmente estreita, corroborando com os resultados obtidos a partir da análise das isotermas de fisissorção de gás. Cabe mencionar que houve tentativas de analisar, por MEV, a seção transversal das membranas, o que forneceria uma compreensão mais aprofundada do formato dos poros e da morfologia interna. No entanto, não foi possível preparar amostras sem deformar a estrutura das membranas, mesmo utilizando metodologias comumente empregadas, como a fratura após imersão em nitrogênio líquido, pois as membranas mantinham sua maleabilidade, podendo ser dobradas sem se romper.

Figura 20. Micrografia da face superior das membranas V-PET, V-PET+PEG, R-PET, R-PET azul, R-PET vermelho e R-PET verde.



Fonte: Próprio autor (2025).

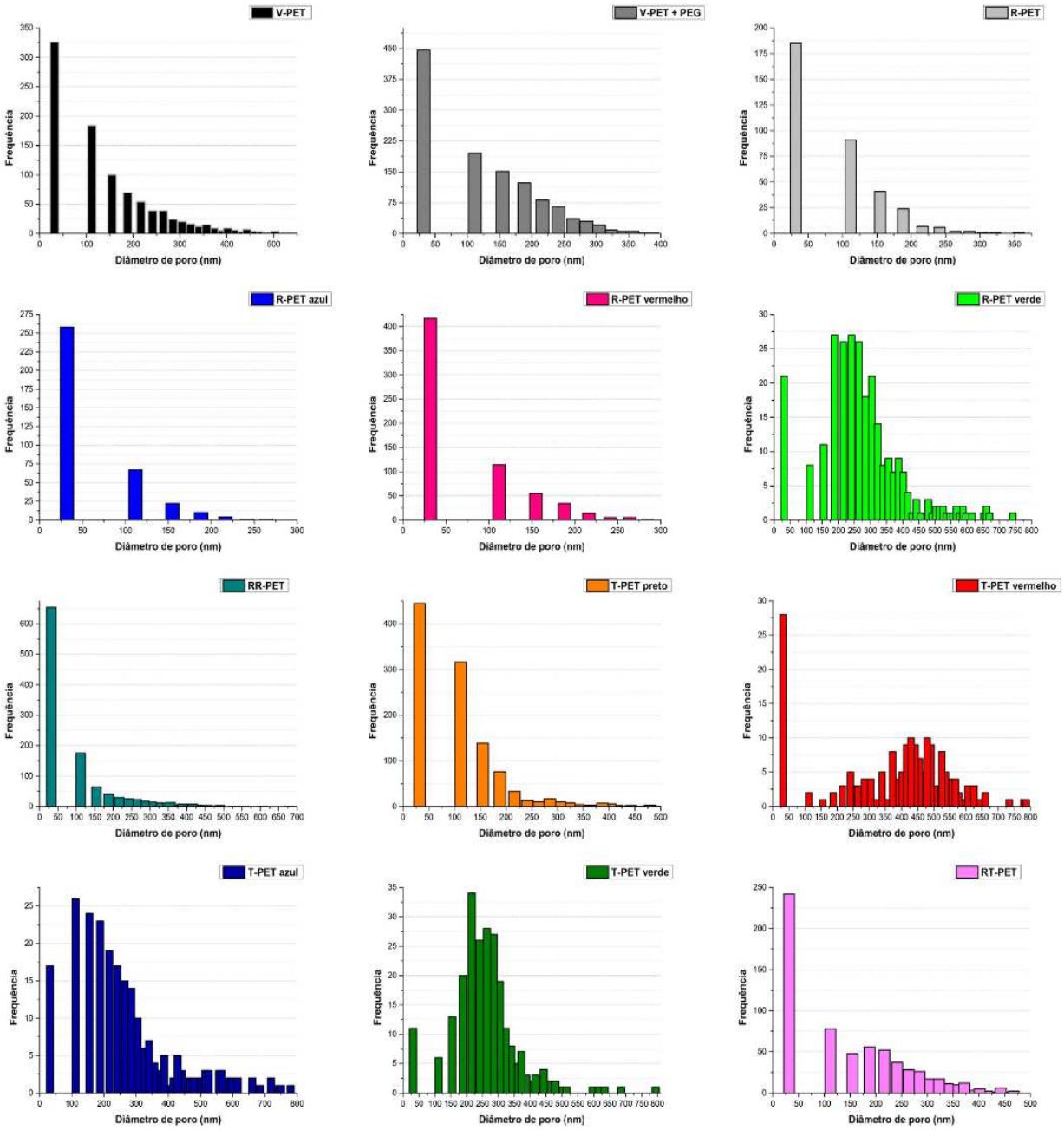
Figura 21. Micrografia da face superior das membranas RR-PET, T-PET preto, T-PET vermelho, T-PET azul, T-PET verde e RT-PET.



Fonte: Próprio autor (2025).

A partir da análise das micrografias por meio do software *ImageJ*, foram determinados a distribuição do diâmetro dos poros e o diâmetro médio de poros da face superior das membranas. Os histogramas da distribuição de diâmetro de poros estão dispostos na Figura 22, e foram construídos utilizando 100 intervalos de classe, com largura média de aproximadamente 15 nm. Os valores de diâmetro médio calculados de poros estão organizados na Tabela 10.

Figura 22. Histogramas de distribuição de diâmetro de poro da face superior das membranas.



Fonte: Próprio autor (2025)

Tabela 10. Diâmetro médio de poro calculado a partir da análise das micrografias.

Membrana	Diâmetro médio de poro (nm)
V-PET	151,14
V-PET+PEG	126,10
R-PET	88,54
R-PET azul	61,62
R-PET vermelho	72,53
R-PET verde	279,19
RR-PET	104,62
T-PET preto	112,22
T-PET vermelho	378,25
T-PET azul	274,14
T-PET verde	266,91
RT-PET	153,93

Fonte: Próprio autor (2025)

Os histogramas revelam uma distribuição de diâmetro de poro estreita, em concordância com a indicada pela análise das isotermas de fisissorção de gás. No entanto, os valores de diâmetro médio de poro calculados foram substancialmente mais elevados, variando entre 61,62 e 378,25 nm, em contraste com o intervalo de 7,21 a 10,78 nm obtido anteriormente. A discrepância entre os valores determinados por ambas as técnicas decorre da natureza assimétrica das membranas produzidas por meio do processo de NIPS. A face da membrana em contato com o suporte durante a etapa de precipitação costuma apresentar uma estrutura mais densa, com poros menores, enquanto a face superior, em contato direto com o banho de coagulação, desenvolve poros mais abertos por conta da difusão mais rápida do solvente para o não-solvente nessa interface (Basko et al., 2023). Como a fisissorção de gás considera a adsorção em ambas as faces da membrana e ao longo de toda a estrutura porosa, os poros mais estreitos da face inferior contribuem para uma redução do diâmetro médio calculado, ao passo que a análise das micrografias da face superior reflete predominantemente a morfologia mais aberta dessa região, resultando em valores de diâmetro médio de poro superiores.

4.3 DESEMPENHO NO PROCESSO DE DMV

Por conta da hidrofilicidade observada, optou-se por estudar o desempenho das membranas no processo de DMV, dado que configurações como a DMCD exigem que a membrana possua caráter hidrofóbico (Ashoor et al., 2016). Além disso, a resistência mecânica demonstrada durante a medida da LEP sugere uma boa compatibilidade com o processo, considerando o efeito contínuo do vácuo sobre a membrana e as variações de pressão que podem ocorrer ao longo do ciclo de operação.

4.3.1 Teste de permeância com água pura

O desempenho das membranas no processo de DMV foi avaliado em termos de permeância a partir do cálculo do fluxo de água pura após 4 h de operação na unidade experimental. Além da permeância, a influência da coloração remanescente nas membranas fabricadas a partir de materiais coloridos também foi avaliada, a partir da medida da absorbância do permeado em um espectrofotômetro de UV-vis. Os valores obtidos estão organizados na Tabela 11. Para facilitar correlações, estão listados novamente na tabela os valores de índice de cristalinidade (X_C), ângulo de contato (Θ), diâmetro médio de poro (D_P) e espessura (t) das membranas.

O fluxo de vapor variou bastante entre as membranas, com membranas como a R-PET e a R-PET verde apresentando valores praticamente nulos (0,330 e 0,321 kg/m^{2}·h, respectivamente), ao passo que a V-PET e a R-PET azul atingiram fluxos relativamente elevados (20,197 e 21,410 kg/m^{2}·h). Considerando a discrepância entre os valores, a análise conjunta dos parâmetros listados na Tabela 10 permite concluir que a permeância das membranas não pode ser atribuída a uma única propriedade específica, mas sim ao balanço entre a resistência oferecida pela matriz polimérica e a facilidade (ou não) de transporte de massa proporcionada pela morfologia dos poros.

Tabela 11. Fluxo de água pura e parâmetros das membranas.

Membrana	X_C (%)	$\Theta_{Água}$ (°)	D_P (nm)	t (µm)	Fluxo (kg/m^2·h)	Abs
V-PET	21,56	75,2	9,17	110	20,197	-
V-PET+PEG	17,06	68,6	7,95	130	2,108	-
R-PET	13,19	71,0	7,36	140	0,330	-
R-PET azul	12,21	77,6	7,21	70	21,410	<0,001
R-PET vermelho	7,03	76,3	7,43	120	11,798	<0,001
R-PET verde	9,04	66,2	8,13	110	0,321	<0,001
RR-PET	27,11	57,5	10,78	90	5,863	<0,001
T-PET preto	20,15	67,7	8,63	130	14,762	<0,001
T-PET vermelho	23,14	60,8	8,00	100	8,392	<0,001
T-PET azul	21,78	65,5	8,01	110	3,641	<0,001
T-PET verde	21,69	55,6	7,55	110	3,366	<0,001
RT-PET	33,13	63,7	8,02	120	2,987	<0,001

Fonte: Próprio autor (2025).

Apesar de exibirem um comportamento hidráulico bastante distinto, as membranas R-PET e R-PET azul apresentam valores semelhantes de cristalinidade (13,19% e 12,21%). Essa diferença pode ser explicada a partir da diferença entre a espessura das membranas. A R-PET possui uma espessura de 140 µm, o dobro dos 70 µm aferidos para a R-PET azul. Essa redução implica em uma menor resistência à passagem de vapor. Em contrapartida, a membrana RR-PET, que também possui uma espessura reduzida (90 µm), e um diâmetro de poro maior (10,78 nm) em comparação com as demais, apresentou um fluxo de 5,863 kg/m^2·h. Esse resultado demonstra que a facilidade de transporte de massa proporcionada pela espessura reduzida e os poros mais largos em alguns casos não é suficiente para compensar a baixa interconectividade entre os poros.

Conforme discutido previamente, as membranas RR-PET e RT-PET (esta que exibiu um valor de fluxo de cerca de 2,987 kg/m^2·h, inferior ao das demais membranas baseadas em têxteis) apresentam uma maior predominância de regiões cristalinas, com índices de cristalinidade de 27,11% e 33,13%, respectivamente. A cristalinidade, por restringir a mobilidade segmentar das cadeias, exerce influência na densidade da matriz polimérica das membranas produzidas a partir do processo de NIPS,

favorecendo a formação de estruturas esponjosas em que os poros ocorrem como cavidades isoladas ou paredes de macrovazios, o que prejudica o transporte de massa através da membrana (Cocon et al., 2025).

De modo geral, as membranas derivadas de garrafas apresentaram valores de fluxo de água pura superiores aos das obtidas a partir dos tecidos de PET, com média de 8,465 kg/m^{2}·h, em comparação aos 6,629 kg/m^{2}·h observados para as membranas baseadas em têxteis. Essa tendência também pode estar relacionada ao efeito da cristalinidade sobre a densidade da matriz polimérica, que, por sua vez, afeta a formação da estrutura porosa e pode ter representado uma maior resistência ao transporte de massa nas membranas derivadas de têxteis por conta da estrutura mais compacta e cristalina das fibras em contraste com o plástico predominantemente amorfo das garrafas (Li et al, 2022).

Também foi possível observar a influência do ângulo de contato e do diâmetro médio de poros no transporte de vapor através da membrana. A membrana V-PET, com ângulo de contato de 75,2° e poros com 9,17 nm, exibiu um fluxo elevado (20,197 kg/m^{2}·h), ao passo que a V-PET+PEG, fruto da sua modificação com PEG, apresentou uma maior hidrofilicidade, com um ângulo de contato de 68,6°, poros menores (7,95 nm), e uma permeância consideravelmente inferior (2,108 kg/m^{2}·h). Neste caso, a hidrofilicidade reduzida da V-PET e seu poros de diâmetro mais largo provavelmente favoreceram o fluxo vapor. Na DMV, membranas mais hidrofóbicas estão menos suscetíveis ao fenômeno de molhamento, que é favorecido pelo vácuo, dessa forma, a V-PET+PEG, por sua constituição mais hidrofílica, pode ter apresentado um retardo no fluxo de vapor por conta da entrada de líquido em seus poros, que por si só já apresentam uma dificuldade ao transporte de massa devido a seu menor tamanho efetivo (Lu et al., 2018).

Embora a literatura recomende que membranas utilizadas em processos de DM apresentem uma porosidade média superior a 75% (Eykens et al., 2016b), as membranas V-PET, R-PET azul e T-PET preto apresentaram valores de fluxo satisfatórios e viáveis para a aplicação em processos de separação por DMV. Cabe também destacar que as membranas R-PET azul e R-PET vermelho produziram valores de fluxo em testes com água pura superiores aos obtidos para as membranas, também baseadas em garrafas, desenvolvidas por Rajesh e Murthy (2014), as quais produziram fluxos entre 6,20 a 7,70 kg/m^{2}·h, ainda que possuíssem em sua composição a mesma concentração de PET (20%) e a presença de aditivos

porógenos como o poli(etilenoglicol) (PEG) e a poli(vinilpirrolidona) (PVP), na proporção mássica de 10% cada.

Para avaliar o risco de contaminação do permeado com o corante remanescente nas membranas fabricadas a partir de materiais coloridos, foram coletados os valores de absorbância do permeado obtido nos testes de permeância com água pura das membranas R-PET azul, R-PET vermelho, R-PET verde, RR-PET, T-PET preto, T-PET vermelho, T-PET azul, T-PET verde e RT-PET. Em todos os casos o valor medido, numa faixa de varredura de 350 a 800 nm, foi inferior a 0,001, sugerindo que não houve contaminação do permeado com corante. Este resultado demonstra que a confecção de membranas por meio da metodologia NIPS elimina a necessidade de etapas prévias de descoloração, sendo uma alternativa viável para a reciclagem de resíduos de PET coloridos, sejam eles embalagens pós-consumo ou artigos têxteis.

4.3.2 Testes com corante

As membranas também foram empregadas em testes com um efluente têxtil sintético, constituído por uma solução de 30 mg/L do corante PD. Para essa etapa foram selecionadas sete membranas, escolhidas de modo a contemplar os diferentes grupos de materiais utilizados (resina, garrafa, corda, tecido e tecido reciclado) e com base no fluxo de água pura obtido. O desempenho das membranas foi avaliada em termos de fluxo de permeado e de rejeição de corante (R). Os valores obtidos estão organizados na Tabela 12.

Tabela 12. Fluxo de permeado, absorbância e rejeição de corante.

Membrana	Fluxo ($kg/m^2 \cdot h$)	Abs.	$R_{corante}$ (%)
V-PET	28,769	<0,001	~100
R-PET azul	22,397	<0,001	~100
R-PET vermelho	0,183	<0,001	~100
RR-PET	2,065	<0,001	~100
T-PET preto	0,428	<0,001	~100
T-PET vermelho	6,809	<0,001	~100
RT-PET	1,033	<0,010	~100

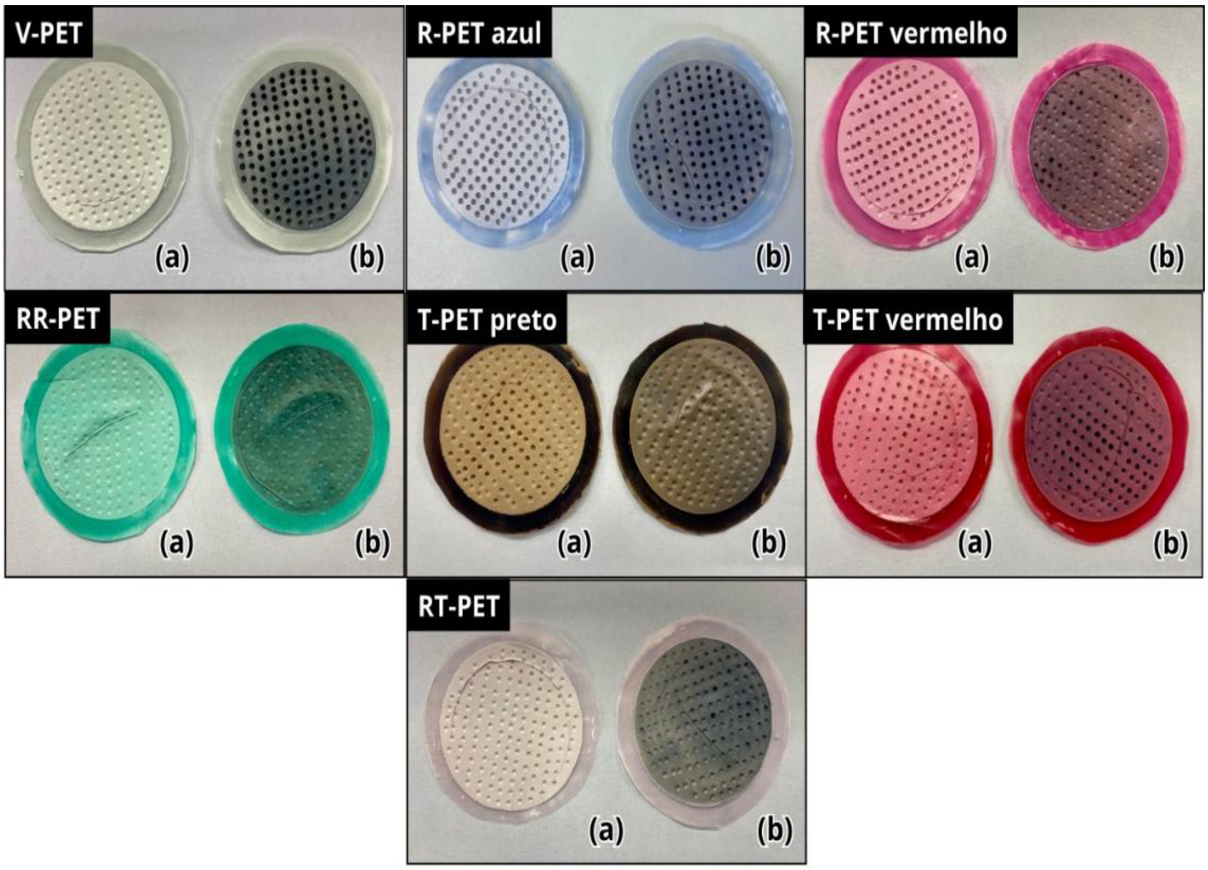
Fonte: Próprio autor (2025).

Novamente, os valores de fluxo obtidos exibiram uma variação expressiva, indo de 0,183 à 28,769 kg/m^{2}·h. Com exceção das membranas V-PET e R-PET azul, o fluxo de permeado apresentou uma redução em comparação aos testes com água pura, com destaque para as membranas R-PET vermelho e T-PET preto, que passaram apresentar um fluxo efetivamente nulo, de 0,183 e 0,428 kg/m^{2}·h, respectivamente, o que pode estar indicando a ocorrência de incrustação.

O tamanho reduzido dos poros proporcionou uma alta seletividade às membranas, de modo que a de rejeição de corante foi de aproximadamente 100% em todos os testes. Processos de DM, em especial configurações como a DMV, costumam apresentar valores de rejeição de corante próximos a 100%, isso se dá em função da natureza altamente seletiva do processo, que é dimensionado de modo a permitir somente a passagem de vapor, retendo compostos não voláteis tais como os que constituem o corante preto disperso (Li et al., 2020). Ademais, a repulsão eletrostática entre as cargas negativas da superfície das membranas e as das partículas de corante em suspensão também pode ter contribuído para retardar o efeito da incrustação coloidal, permitindo que o sistema operasse por 4 h sem que houvesse contaminação do permeado (Breite et al., 2015).

O efeito visual da deposição de corante na superfície das membranas pode ser observado na Figura 23, onde as imagens das membranas contaminadas estão dispostas ao lado das membranas utilizadas nos testes com água pura. A comparação visual entre as membranas utilizadas nos testes com água pura e as utilizadas nos testes com o corante PD sugere que houve um tingimento das membranas pelo corante, o que é um resultado esperado ao se considerar que na indústria têxtil materiais baseados em PET são comumente tingidos utilizando corantes dispersos, em especial monoazoicos (Li et al., 2022).

Figura 23. Comparativo entre as membranas contaminadas após os testes de rejeição de corante (b) e aquelas utilizadas nos testes com água pura (a).



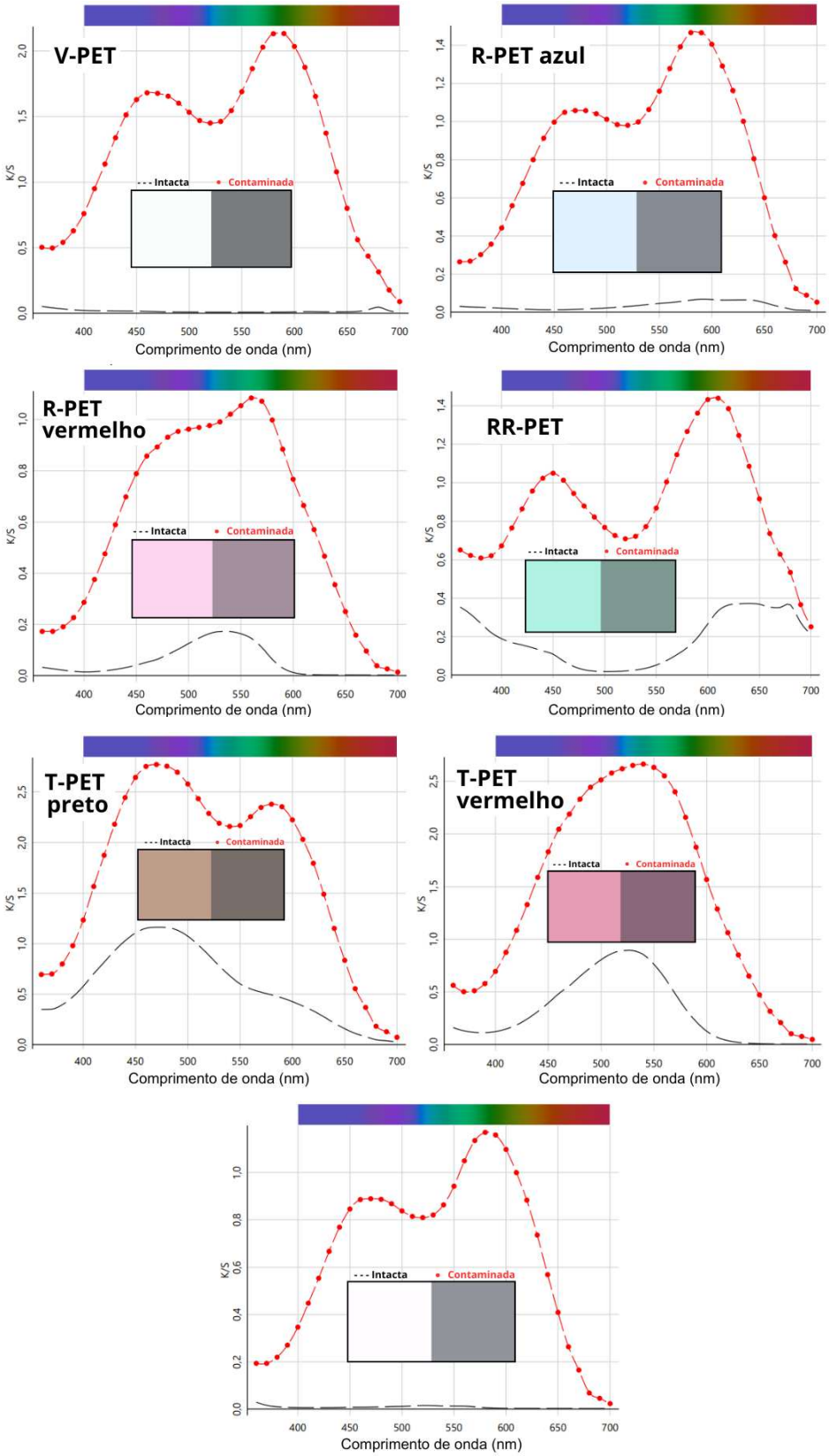
Fonte: Próprio autor (2025).

4.4 CARACTERIZAÇÃO DAS MEMBRANAS CONTAMINADAS

As membranas contaminadas após os testes com corante foram caracterizadas em termos de composição química por FTIR-ATR e a morfologia de superfície por meio da análise por MEV. Também foi analisado o tingimento das membranas pelo corante PD a partir da análise de força colorística. Os espectros de absorção aparente (K/S) e as representações colorimétricas no espaço de cor L* a* b* da Comissão Internacional de Iluminação (CIELAB) das membranas intactas e contaminadas estão apresentados na Figura 24, seguidos pelas respectivas curvas de FTIR-ATR (Figura 25). Já as micrografias da face superior das membranas contaminadas estão dispostas na Figura 26.

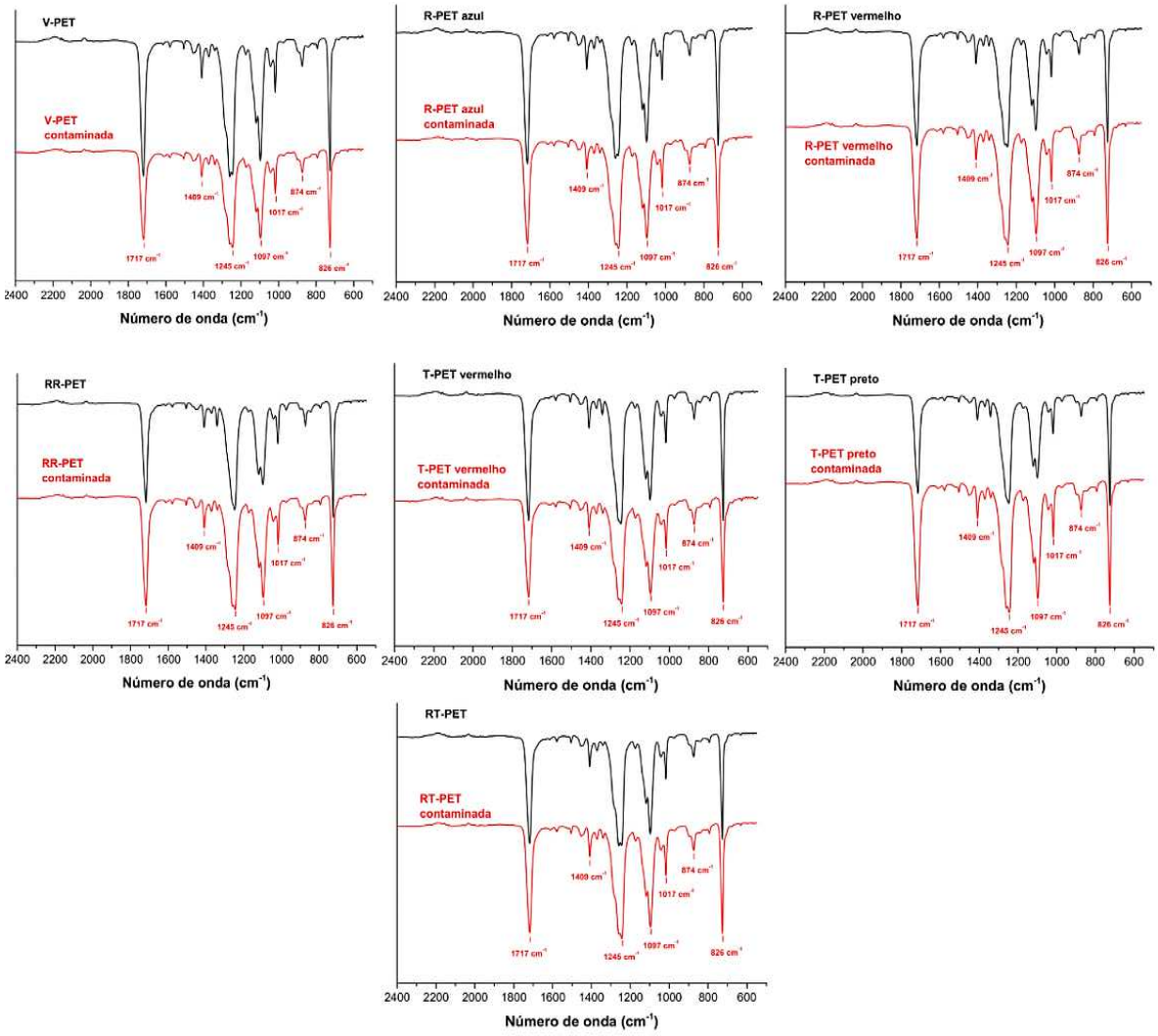
A análise de força colorística confirmou a retenção do corante PD nas membranas contaminadas. Os valores de K/S, derivados do índice de refletância relativa (R%), demonstraram um aumento na intensidade de absorção próximos ao comprimento de onda característico do corante (604 nm). Já as curvas de FTIR-ATR das membranas contaminadas exibiram pouca diferença em relação a das membranas intactas, não havendo a presença de novos picos ou mudanças na posição das bandas, indicando que a retenção de corante na superfície delas se deu majoritariamente por mecanismos físicos de adsorção, sem a ocorrência de reações que alterassem sua composição química. Esse comportamento já foi documentado em estudos com membranas utilizadas em processos de microfiltração, nas quais a incrustação, provocada por deposição de matéria orgânica dissolvida, ocorreu sem o surgimento, supressão ou deslocamento dos picos (Howe; Ishida; Clark, 2002). Dessa forma, a combinação dos resultados das duas análises sugere que, embora as partículas de corante sejam retidas pelas membranas, a presença delas não compromete a integridade química do material. Cabe destacar que a adsorção física, por não envolver a formação de ligações químicas, tende a ser reversível, o que pode viabilizar a reutilização das membranas após a remoção do corante por meio de processos de lavagem com solventes, ácidos ou bases.

Figura 24. Espectros de absorção aparente (K/S) e representações colorimétricas (CIELAB) das membranas contaminadas.



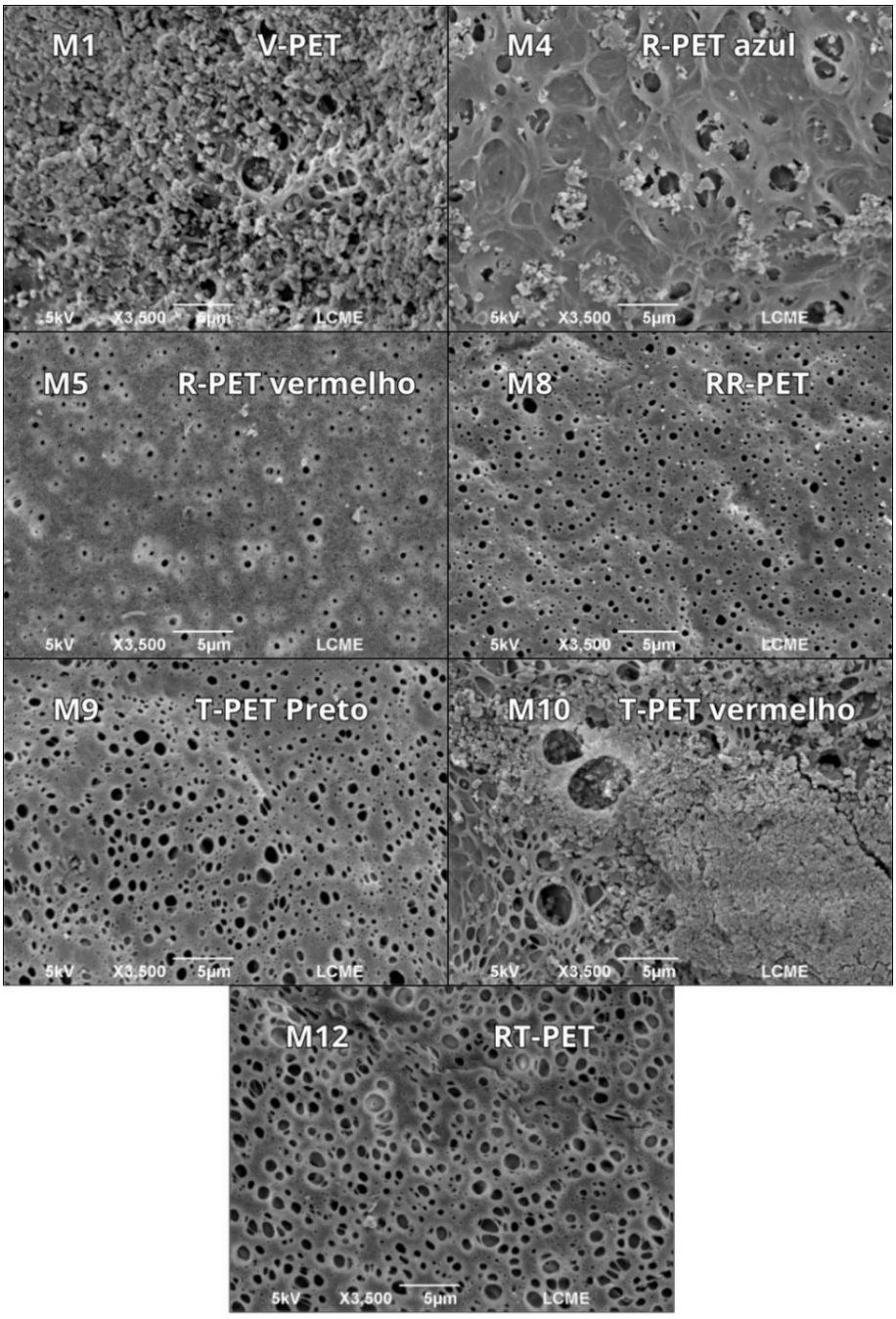
Fonte: Próprio autor (2025)

Figura 25. Espectrogramas de FTIR das membranas contaminadas



Fonte: Próprio autor (2025)

Figura 26. Micrografias da face superior das membranas contaminadas após os testes de rejeição de corante.



Fonte: Próprio autor (2025)

As micrografias das membranas contaminadas revelam a ocorrência de dois fenômenos: a dilatação dos poros, mais facilmente observável nas micrografias das membranas R-PET vermelho, RR-PET, T-PET preto e RT-PET; e a incrustação coloidal, presente nas micrografias das membranas V-PET, R-PET azul e T-PET vermelho, estas que apresentaram os maiores fluxos de permeado.

Os poros dilatados podem ser atribuídos ao efeito contínuo do vácuo ao qual as membranas foram submetidas. Conforme relatado na literatura, as variações de pressão que ocorrem em processos de DM podem levar a um colapso dos poros, resultando na passagem de líquido através da membrana (Capizzano et al., 2021). Neste caso, a alta resistência mecânica das membranas, observada ao tentar aferir a LEP, pode ter retardado o processo de colapso dos poros, que, para um tempo de operação de 4 h não foi capaz de comprometer a seletividade da membrana, limitando-se a uma deformação moderada dos poros.

Já as formações observadas nas membranas com maiores valores de fluxo estão relacionadas ao fenômeno da incrustação coloidal induzida por polarização por concentração. Em processos de separação por membrana, especialmente quando há um alto fluxo de permeado, o transporte contínuo de corante concentra partículas coloidais na superfície adjacente aos poros, favorecendo a precipitação e agregação coloidal, o que tem por resultado a formação de depósitos visíveis por MEV (Alkhudhiri, Darwish, Hilal, 2012). Na presença de corantes dispersos, como o PD, que possuem uma tendência natural de formar partículas coloidais, esse processo ocorre de maneira ainda mais intensa (Qin et al., 2017).

5 CONCLUSÃO

Neste trabalho, membranas microporosas baseadas em diferentes resíduos de PET, incluindo garrafas, cordas e têxteis, foram preparadas por meio do processo de NIPS visando a aplicação em processos de purificação de água. A metodologia de síntese empregada possibilitou a formação de membranas moderadamente hidrofílicas (55 à 78°), com porosidade controlada (60,92 à 72,77%) e alta resistência mecânica (LEP > 6 bar), propriedades desejáveis para aplicações em processos separação por membrana induzidos por pressão, como a DMV ou filtração.

De maneira geral, as membranas baseadas em artigos têxteis e na corda de PET apresentaram uma maior hidrofilicidade e índices de cristalinidade mais altos que os das membranas fabricadas a partir de garrafas, refletindo a história térmica e o processamento diferenciado dos materiais.

O espectros de FTIR-ATR não revelaram mudanças na composição química do polímero ou diferenças perceptíveis entre a composição das membranas, indicando que o processo de formação se deu sem a ocorrência de reações ou a presença de contaminantes. Além disso, a ausência de bandas típicas ao solvente TFA demonstra que o tempo de imersão no banho de coagulação foi suficiente para que as trocas solvente-não solvente necessárias para sua remoção ocorressem.

A análise por fisissorção de N_2 permitiu a identificação de isotermas com perfil do tipo II, característica de sólidos não porosos ou macroporosos. Os valores de área superficial específica foram relativamente baixos, variando entre 5,18 a 8,89 m^2/g, indicando que a adsorção do gás se dá em maior parte na superfície externa da membrana. O volume total de poros, por sua vez, apresentou pouca variação, indo de 0,011 a 0,014 cm^3/g, com um valor atípico de 0,024 cm^3/g sendo observado para a membrana RR-PET. Já o diâmetro médio de poro variou entre 7,21 e 10,78 nm, proporcionando uma alta seletividade às membranas. A área superficial reduzida, aliada ao tamanho de poro restrito sugere que as membranas apresentam uma baixa interconectividade entre os poros, que em sua maior parte estão presentes na forma de cavidades isoladas, o que pôde ser observado nas imagens obtidas por MEV.

O desempenho nos testes de permeância com água pura, realizados na unidade de DMV, variou significativamente entre as membranas. O fluxo mais alto, exibido pela membrana R-PET azul, foi de 21,410 $kg/m^{2}{\cdot}h$, seguido pela V-PET com 20,197 $kg/m^{2}{\cdot}h$, e a T-PET preto com 14,762 kg/m^2, valores considerados satisfatórios

para aplicações em processos de separação. A caracterização do permeado das membranas coloridas utilizada nos testes com água pura não revelou sinais de contaminação por quantidades residuais de corante, reforçando o potencial da NIPS enquanto metodologia simplificada que dispensa etapas prévias de descoloração para a reciclagem de resíduos de PET têxtil ou embalagens coloridas.

Nos testes com efluente sintético, as membranas apresentaram uma alta seletividade, atingindo uma rejeição de corante de 100%. Em contrapartida, o desempenho, em termos de fluxo de permeado, reduziu consideravelmente para a maioria das membranas, e os valores mais altos foram novamente obtidos pelas membranas V-PET (28,769 kg/m^{2}.h) e R-PET azul (22,397 kg/m^{2}.h). Os espectros de FTIR-ATR das membranas contaminadas com corante não divergiram de forma significativa dos obtidos para as membranas intactas, indicando que não houve mudanças na composição do PET que constitui a superfície da membrana e que a retenção de corante, confirmada pela análise de força colorística, ocorreu por mecanismos físicos de adsorção. As micrografias das membranas contaminadas revelaram poros dilatados e a ocorrência de incrustações, sendo este último fenômeno mais pronunciado entre as membranas com melhor desempenho hidráulico, o que pode estar associado à polarização de concentração.

Considerando o exposto, são perspectivas a serem exploradas em trabalhos futuros:

I. Aplicação das membranas para remoção de outras classes de corante e na remediação de efluente têxtil real;
II. Avaliação da fraturabilidade, módulo Young, tensão de cisalhamento e outras propriedades mecânicas das membranas;
III. Variação da concentração de polímero nas soluções de espalhamento;
IV. Modificação de superfície e a incorporação de aditivos na composição das membranas;
V. Confecção de membranas combinando matérias-primas de coloração e processamento diferente, de modo a avaliar a necessidade de etapas prévias de seleção e triagem dos resíduos ao se reciclar o PET por meio da NIPS.

REFERÊNCIAS

ABEDSOLTAN, Hossein. A focused review on recycling and hydrolysis techniques of polyethylene terephthalate. **Polymer Engineering & Science**, [S.L.], v. 63, n. 9, p. 2651-2674, 21 jun. 2023. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/pen.26406.

ABIPET. **Censo de Reciclagem de PET no Brasil**. 2022. Disponível em: < https://abipet.org.br/publicacoes/>. Acesso em: 10 mar. 2025.

ABU-ZEID, Mostafa Abd El-Rady *et al*. A comprehensive review of vacuum membrane distillation technique. **Desalination**, [S.L.], v. 356, p. 1-14, jan. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.033.

ACHARYA, Sanjit *et al*. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: a review. **Textile Research Journal**, [S.L.], v. 91, n. 17-18, p. 2136-2156, 4 fev. 2021. SAGE Publications. http://dx.doi.org/10.1177/0040517521991244.

ADEDIJI, Yaqub; ADEDIJI, Ayub. **An overview of Mechanical and Chemical Recycling Methods for Polyethylene Terephthalate Plastics**. [S.L.], 9 fev. 2024. Open Engineering Inc. http://dx.doi.org/10.31224/3538.

AGUIAR, Catia Rosana Lange (org.). **ENGENHARIA TÊXTIL**: uma abordagem simplificada. Florianópolis: Editora da UFSC, 2022. 311 p.

A KISS, Anton; READI, Olga M Kattan. An industrial perspective on membrane distillation processes. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.L.], v. 93, n. 8, p. 2047-2055, 16 maio 2018. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/jctb.5674.

ALBASEER, Saeed S *et al*. Microplastics in water resources: global pollution circle, possible technological solutions, legislations, and future horizon. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 946, p. 173963, out. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173963.

AL-ETAIBI, Alya M.; EL-APASERY, Morsy Ahmed. Dyeing Performance of Disperse Dyes on Polyester Fabrics Using Eco-Friendly Carrier and Their Antioxidant and Anticancer Activities. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 16, n. 23, p. 4603, 20 nov. 2019. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph16234603.

ALI, Badrut Tamam Ibnu *et al*. Utilization of polyethylene terephthalate (PET) plastic bottle waste as membrane with several modifications for the removal of chromium ions in wastewater. **Materials Today**: Proceedings, [S.L.], v. 74, p. 433-437, 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.141.

ALKHATIB, Amira; AYARI, Mohamed A.; HAWARI, Alaa H.. Fouling mitigation strategies for different foulants in membrane distillation. **Chemical Engineering And Processing - Process Intensification**, [S.L.], v. 167, p. 108517, out. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.cep.2021.108517.

ALKHUDHIRI, Abdullah; DARWISH, Naif; HILAL, Nidal. Membrane distillation: a comprehensive review. **Desalination**, [S.L.], v. 287, p. 2-18, fev. 2012. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.027.

ALLEN, Steve *et al*. Micro(nano)plastics sources, fate, and effects: what we know after ten years of research. **Journal Of Hazardous Materials Advances**, [S.L.], v. 6, p. 100057, maio 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100057.

ALMARZOOQI, Faisal A. *et al*. A comparative study of image analysis and porometry techniques for characterization of porous membranes. **Journal Of Materials Science**, [S.L.], v. 51, n. 4, p. 2017-2032, 27 out. 2015. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s10853-015-9512-0.

ALQATTAF, Ameera. Plastic Waste Management: global facts, challenges and solutions. **2020 Second International Sustainability And Resilience Conference**: Technology and Innovation in Building Designs(51154), [S.L.], p. 1-7, 11 nov. 2020. IEEE. http://dx.doi.org/10.1109/ieeeconf51154.2020.9319989.

AL-SABAGH, A. M. *et al.* Greener routes for recycling of polyethylene terephthalate. **Egyptian Journal Of Petroleum**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 53-64, mar. 2016. Egyptian Petroleum Research Institute. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.001.

AL-SHAELI, Muayad *et al*. Natural and recycled materials for sustainable membrane modification: recent trends and prospects. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 838, p. 156014, set. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156014.

ÁLVAREZ, Gema; BARROS, Álvaro; VELANDO, Alberto. The use of European shag pellets as indicators of microplastic fibers in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 137, p. 444-448, dez. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.050.

AOYAMA, Shigeru *et al*. Higher-Order Structure in Amorphous Poly(ethylene terephthalate)/Graphene Nanocomposites and Its Correlation with Bulk Mechanical Properties. **Acs Omega**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 1228-1237, 15 jan. 2019. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acsomega.8b03280.

ARAHMAN, Nasrul *et al*. Effect of PVP on the characteristic of modified membranes made from waste PET bottles for humic acid removal. **F1000Research**, [S.L.], v. 6, p. 668, 16 jun. 2017. F1000 Research Ltd. http://dx.doi.org/10.12688/f1000research.11501.2.

ARAÚJO, Ana Julia Correia de. **Impactos ambientais do beneficiamento têxtil e alternativas sustentáveis através do conceito de Química Verde.** 2022. 86 f. Monografia (Doutorado) - Curso de Engenharia Têxtil, Departamento de Engenharia Têxtil, Universidade Federal de Santa Catarina, Blumenau, 2022.

ASHOOR, B.B. *et al.* Principles and applications of direct contact membrane distillation (DCMD): a comprehensive review. **Desalination**, [S.L.], v. 398, p. 222-246, nov. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.07.043.

AWAJA, Firas; PAVEL, Dumitru. Recycling of PET. **European Polymer Journal**, [S.L.], v. 41, n. 7, p. 1453-1477, jul. 2005. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2005.02.005.

AZANAW, Aklilu *et al*. Textile effluent treatment methods and eco-friendly resolution of textile wastewater. **Case Studies In Chemical And Environmental Engineering**, [S.L.], v. 6, p. 100230, dez. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100230.

BACA, David *et al*. Dioxins and plastic waste: a scientometric analysis and systematic literature review of the detection methods. **Environmental Advances**, [S.L.], v. 13, p. 100439, out. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100439.

BARDESTANI, Raoof; PATIENCE, Gregory S.; KALIAGUINE, Serge. Experimental methods in chemical engineering: specific surface area and pore size distribution measurements.: bet, bjh, and dft. **The Canadian Journal Of Chemical Engineering**, [S.L.], v. 97, n. 11, p. 2781-2791, 25 set. 2019. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/cjce.23632.

BASKO, Andrey *et al*. Mechanism of PVDF Membrane Formation by NIPS Revisited: effect of precipitation bath nature and polymer:: solvent affinity. **Polymers**, [S.L.], v. 15, n. 21, p. 4307, 2 nov. 2023. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym15214307.

BENKHAYA, Benkhaya; HARFI, Sara El; HARFI, Ahmed El. Classifications, properties and applications of textile dyes: a review. **Applied Journal Of Environmental Engineering Science**, [S.L.], v. 3, p. 311-320, 29 set. 2017. Applied Journal of Environmental Engineering Science. http://dx.doi.org/10.48422/IMIST.PRSM/AJEES-V3I3.9681.

BENYATHIAR, Patnarin *et al*. Polyethylene Terephthalate (PET) Bottle-to-Bottle Recycling for the Beverage Industry: a review. **Polymers**, [S.L.], v. 14, n. 12, p. 2366, 11 jun. 2022. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym14122366.

BOTTINO, A. *et al.* Comparison Between Reverse Osmosis and Membrane Distillation for Bilge Water Treatment. **Procedia Engineering**, [S.L.], v. 44, p. 1700-1702, 2012. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2012.08.914.

BOUKHRISS, Mokhless *et al*. The design of a unit sweeping gas membrane distillation: experimental study on a membrane and operating parameters. **Applied Water Science**, [S.L.], v. 10, n. 5, 16 abr. 2020. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s13201-020-01194-3.

BRANKA, Mušič. Textile industry as a major source of microplastics in the environment. **Global Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 8, n. 2, p. 064-074, 4 ago. 2023. Peertechz Publications Private Limited. http://dx.doi.org/10.17352/gje.000084.

BREITE, Daniel *et al*. Tailoring Membrane Surface Charges: a novel study on electrostatic interactions during membrane fouling. **Polymers**, [S.L.], v. 7, n. 10, p. 2017-2030, 19 out. 2015. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym7101497.

BRESCIA, Enil Almeida; VASCONCELOS, Wander Luiz. Revisão teórica da interconectividade de materiais porosos hierárquicos - caracterização por adsorção física. **The Journal Of Engineering And Exact Sciences**, [S.L.], v. 8, n. 1, 12 jan. 2022. Universidade Federal de Vicosa. http://dx.doi.org/10.18540/jcecvl8iss1pp13502-01-15e.

BURKINSHAW, Stephen M.. The roles of elevated temperature and carriers in the dyeing of polyester fibres using disperse dyes: part 3 model of dye adsorption based on dye solubility. **Coloration Technology**, [S.L.], v. 140, n. 4, p. 513-555, 11 fev. 2024. Wiley. http://dx.doi.org/10.1111/cote.12745.

CADORE, Igor Renz. **PREPARAÇÃO DE MEMBRANAS DE POLI(TEREFTALATO DE ETILENO) (PET) PELA TÉCNICA DE INVERSÃO DE FASES**. 2019. 130 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019.

CADORE, Ígor Renz *et al*. Poly(ethylene terephthalate) phase inversion membranes: thermodynamics and effects of a poor solvent on the membrane characteristics. **Polymer Engineering & Science**, [S.L.], v. 62, n. 6, p. 1847-1858, 31 mar. 2022. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/pen.25969.

CAPIZZANO, Stefano *et al*. A review on membrane distillation in process engineering: design and exergy equations, materials and wetting problems. **Frontiers Of Chemical Science And Engineering**, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 592-613, 22 dez. 2021. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s11705-021-2105-3.

ÇEVEN, E. K.; KARAKAN GÜNAYDIN, G. Global Trends for Fibre Production and Marketing . **International Conference on Trends in Advanced Research**, [S. l.], v. 1, p. 255–262, 2023. Disponível em: https://as-proceeding.com/index.php/ictar/article/view/ 218. Acesso em: 10 mar. 2025.

CHEN, Ziyu; HAY, J.N.; JENKINS, M.J.. FTIR spectroscopic analysis of poly(ethylene terephthalate) on crystallization. **European Polymer Journal**, [S.L.], v. 48, n. 9, p. 1586-1610, set. 2012. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2012.06.006.

CHOUDHURY, A. K. Roy. Environmental Impacts of the Textile Industry and Its Assessment Through Life Cycle Assessment. **Textile Science And Clothing Technology**, [S.L.], p. 1-39, 2014. Springer Singapore. http://dx.doi.org/10.1007/978-981-287-110-7_1.

CLARK, M.. Fundamental principles of dyeing. **Handbook Of Textile And Industrial Dyeing**, [S.L.], p. 3-27, 2011. Elsevier. http://dx.doi.org/10.1533/9780857093974.1.1.

COCON, Kamyll Dawn et al. Recyclable bio-based polylactic acid gas-liquid membrane contactor for carbon capture process. **Carbon Capture Science &**

Technology, [S.L.], v. 15, p. 100428, jun. 2025. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ccst.2025.100428.

DANSAWAD, Panchan *et al*. An unmodified recycled polyethylene terephthalate (PET) nanofibrous membrane for water-in-oil and oil-in-water emulsions separation. **Colloids And Surfaces A**: Physicochemical and Engineering Aspects, [S.L.], v. 696, p. 134335, set. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2024.134335.

DHAKA, Vaishali *et al*. Occurrence, toxicity and remediation of polyethylene terephthalate plastics. A review. **Environmental Chemistry Letters**, [S.L.], v. 20, n. 3, p. 1777-1800, 13 jan. 2022. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-021-01384-8.

DOAN, Hoan Ngoc *et al*. Recycled PET as a PDMS-Functionalized electrospun fibrous membrane for oil-water separation**. Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 103921, ago. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2020.103921.

DRIOLI, Enrico; ALI, Aamer; MACEDONIO, Francesca. Membrane distillation: recent developments and perspectives. **Desalination**, [S.L.], v. 356, p. 56-84, jan. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.028.

DRIS, Rachid *et al*. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 221, p. 453-458, fev. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013.

DUTTA, Subhasish; BHATTACHARJEE, Joyani. A comparative study between physicochemical and biological methods for effective removal of textile dye from wastewater. **Development In Wastewater Treatment Research And Processes**, [S.L.], p. 1-21, 2022. Elsevier. http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-323-85657-7.00003-1.

ELLIS, Lucas D. *et al.* Chemical and biological catalysis for plastics recycling and upcycling. **Nature Catalysis**, [S.L.], v. 4, n. 7, p. 539-556, 22 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1038/s41929-021-00648-4.

ESMAEILI, Mohammadamin *et al*. Unlocking sustainable solutions: harnessing recycled polyester from waste polyester/cotton blended textiles for membrane development. **Chemical Engineering Science**, [S.L.], v. 298, p. 120367, out. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ces.2024.120367.

EYKENS, Lies *et al*. How to select a membrane distillation configuration? Process conditions and membrane influence unraveled. **Desalination**, [S.L.], v. 399, p. 105-115, dez. 2016a. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.08.019

EYKENS, Lies *et al*. How To Optimize the Membrane Properties for Membrane Distillation: a review. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, [S.L.], v. 55, n. 35, p. 9333-9343, 29 ago. 2016b. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acs.iecr.6b02226.

FRIAS, J.P.G.L.; NASH, Roisin. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 138, p. 145-147, jan. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022.

GAGO, J. *et al*. Synthetic microfibers in the marine environment: a review on their occurrence in seawater and sediments. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 127, p. 365-376, fev. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070.

GALVÃO, Luciana S. *et al*. Analysis of selective fluorescence for the characterization of microplastic fibers: use of a nile red-based analytical method to compare between natural and synthetic fibers. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 443, p. 130217, fev. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130217.

GASPERI, Johnny *et al*. Microplastics in air: are we breathing it in?. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 1, p. 1-5, fev. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002.

GERGELY, Attila Levente *et al*. Recycled PET nanofiber membranes for air filtration. **2022 Ieee 22Nd International Symposium On Computational Intelligence And Informatics And 8Th Ieee International Conference On Recent Achievements In Mechatronics, Automation, Computer Science And Robotics (Cinti-Macro)**, [S.L.], p. 000057-000062, 21 nov. 2022. IEEE. http://dx.doi.org/10.1109/cinti-macro57952.2022.10029511.

GHIASI, Sanaz *et al*. Effect of surface charge and roughness on ultrafiltration membranes performance and polyelectrolyte nanofiltration layer assembly. **Colloids And Surfaces A**: Physicochemical and Engineering Aspects, [S.L.], v. 580, p. 123753, nov. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.123753.

GONZÁLEZ-PLEITER, Miguel *et al*. Fibers spreading worldwide: microplastics and other anthropogenic litter in an arctic freshwater lake. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 722, p. 137904, jun. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137904.

GRAMADA, Andreea Mihaela *et al*. Zinc Oxide-Loaded Recycled PET Nanofibers for Applications in Healthcare and Biomedical Devices. **Polymers**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 45, 28 dez. 2024. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym17010045.

GRAMADA, Andreea Mihaela *et al*. In Vitro and In Vivo Evaluation of rPET/Cu-Alg Nanofibers for Anti-Infective Therapy. **Polymers**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 68, 30 dez. 2024. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym17010068.

GRUMEZESCU, Alexandru Mihai *et al*. Electrospun Polyethylene Terephthalate Nanofibers Loaded with Silver Nanoparticles: novel approach in anti-infective therapy. **Journal Of Clinical Medicine**, [S.L.], v. 8, n. 7, p. 1039, 16 jul. 2019. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/jcm8071039.

HOLKAR, Chandrakant R. *et al*. A critical review on textile wastewater treatments: possible approaches. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 182, p. 351-366, nov. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090.

HORSEMAN, Thomas *et al*. Wetting, Scaling, and Fouling in Membrane Distillation: state-of-the-art insights on fundamental mechanisms and mitigation strategies. **Acs Es&T Engineering**, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 117-140, 1 out. 2020. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acsestengg.0c00025.

HOSSAIN, Md Tanvir; SHAHID, Md Abdus; ALI, Ayub. Development of nanofibrous membrane from recycled polyethene terephthalate bottle by electrospinning. **Opennano**, [S.L.], v. 8, p. 100089, nov. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.onano.2022.100089.

HUSSAIN, Sajjad *et al*. Upcycling Poly(ethylene terephthalate) by Fabricating Membranes for Desalination. **Acs Sustainable Chemistry & Engineering**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 726-732, 2 jan. 2023. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c05964.

HUT, Nur Arif *et al*. Surface decoration of polyethylene terephthalate (PET) waste bottle-derived ultrafiltration membrane for enhanced lead ion removal and antifouling properties. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 111766, fev. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2023.111766.

IŁKOVÁ, Alena Opálková; FRAJOVÁ, Jaroslava; NOSKO, Martin. Recycling of poly(ethylene terephthalate) by electrospinning to enhanced the filtration efficiency. **Materials Letters**, [S.L.], v. 278, p. 128426, nov. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.matlet.2020.128426.

IMDAD, Sameer; DOHARE, Rajeev Kumar. Conversion of waste PET bottles into supported ionic liquid membranes for heavy metal separation from wastewater. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 377, p. 124548, mar. 2025. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124548.

IMURA, Y.; HOGAN, R.M.C.; JAFFE, M.. Dry spinning of synthetic polymer fibers. **Advances In Filament Yarn Spinning Of Textiles And Polymers**, [S.L.], p. 187-202, 2014. Elsevier. http://dx.doi.org/10.1533/9780857099174.2.187.

JAMEE, Radia; SIDDIQUE, Romana. Biodegradation of synthetic dyes of textile effluent by microorganisms: an environmentally and economically sustainable approach. **European Journal Of Microbiology And Immunology**, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 114-118, dez. 2019. Akademiai Kiado Zrt.. http://dx.doi.org/10.1556/1886.2019.00018.

JEHANNO, Coralie *et al*. Organocatalysed depolymerisation of PET in a fully sustainable cycle using thermally stable protic ionic salt. **Green Chemistry**, [S.L.], v. 20, n. 6, p. 1205-1212, 2018. Royal Society of Chemistry (RSC). http://dx.doi.org/10.1039/c7gc03396f.

JIANG, Zhaohui *et al*. Preparation and properties of bottle-recycled polyethylene terephthalate (PET) filaments. **Textile Research Journal**, [S.L.], v. 89, n. 7, p. 1207-1214, 16 abr. 2018. SAGE Publications. http://dx.doi.org/10.1177/0040517518767146.

JIANG, Zhuomin *et al*. Multifunctional Ultrathin Recycled PET-Based Membrane for Electromagnetic Interference Shielding, Antibacterial and Thermal Management. **Advanced Materials Interfaces**, [S.L.], v. 11, n. 14, 5 fev. 2024. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/admi.202301047.

JIN, Yuanxiang *et al*. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 649, p. 308-317, fev. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.353.

JONES, Ian; STYLIOS, George. **Joining Textiles:**: Principles and Applications. [*S. l.*]: Woodhead publishing, 2013. 624 p. ISBN 9780857093967.

JOSEPH, Tomy Muringayil *et al*. Polyethylene terephthalate (PET) recycling: a review. **Case Studies In Chemical And Environmental Engineering**, [S.L.], v. 9, p. 100673, jun. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100673.

KAHRS, Catharina. **Investigations on the formation of porous membranes during non-solvent induced phase separation**. 2020. 124 f. Tese (Doutorado), Naturwissenschaftlichen Fakultät, Leibniz Universität Hannover, Hannover, 2020.

KETEMA, Asnake; WORKU, Amare. Review on Intermolecular Forces between Dyes Used for Polyester Dyeing and Polyester Fiber. **Journal Of Chemistry**, [S.L.], v. 2020, p. 1-7, 8 nov. 2020. Hindawi Limited. http://dx.doi.org/10.1155/2020/6628404.

KHABBAZ, Hamid Seyed *et al*. Rheological insights into the degradation behavior of PP/HDPE blends. **Polymer Degradation And Stability**, [S.L.], v. 225, p. 110819, jul. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2024.110819.

KHANNA, Rajesh *et al*. Kinetics of spinodal phase separation in unstable thin liquid films. **Physical Review e**, [S.L.], v. 82, n. 1, p. 1-1, 2 jul. 2010. American Physical Society (APS). http://dx.doi.org/10.1103/physreve.82.011601.

KHASHIJ, Maryam *et al*. Recycled PET/metal oxides nanocomposite membrane for treatment of real industrial effluents: membrane fabrication, stability, antifouling behavior, and process modeling and optimization. **Journal Of Molecular Liquids**, [S.L.], v. 364, p. 119966, out. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.molliq.2022.119966.

KHATRI, Awais *et al*. A review on developments in dyeing cotton fabrics with reactive dyes for reducing effluent pollution. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 87, p. 50-57, jan. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.017.

KIANI, Shirin; MOUSAVI, Seyed Mahmoud; BIDAKI, Ali. Preparation of polyethylene terephthalate/xanthan nanofiltration membranes using recycled bottles for removal of diltiazem from aqueous solution. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 314, p. 128082, set. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128082.

KIBRIA, Md. Golam *et al*. Plastic Waste: challenges and opportunities to mitigate pollution and effective management. **International Journal Of Environmental**

Research, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 0-00, 20 jan. 2023. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s41742-023-00507-z.

KIRSHANOV, Kirill; TOMS, Roman; GERVALD, Alexander. Prospects of Polyester Tire Cord Waste Utilization. **Kauchuk i Rezina**, *[S. l.]*, v. 81, n. 3, p. 148–154, 2022. Disponível em: http://www.kir-journal.ru/index.php/journal/article/view/143. Acesso em: 19 mar. 2025.

KIRSHANOV, Kirill *et al*. Recent Developments and Perspectives of Recycled Poly(ethylene terephthalate)-Based Membranes: a review. **Membranes**, [S.L.], v. 12, n. 11, p. 1105, 5 nov. 2022a. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/membranes12111105.

KIRSHANOV, Kirill *et al*. Unsaturated Polyester Resin Nanocomposites Based on Post-Consumer Polyethylene Terephthalate. **Polymers**, [S.L.], v. 14, n. 8, p. 1602, 14 abr. 2022b. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym14081602.

KRISHNAMOORTHY, Ramasamy *et al*. Long-Term Exposure to Azo Dyes from Textile Wastewater Causes the Abundance of Saccharibacteria Population. **Applied Sciences**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 379, 2 jan. 2021. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/app11010379.

KUMAR, Manish *et al*. Current research trends on micro- and nano-plastics as an emerging threat to global environment: a review. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 409, p. 124967, maio 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124967.

LEAL FILHO, Walter *et al*. A review of the socio-economic advantages of textile recycling. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 218, p. 10-20, maio 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.210.

LEE, Hyuck Jai *et al*. Phase separation of polymer casting solution by nonsolvent vapor. **Journal Of Membrane Science**, [S.L.], v. 245, n. 1-2, p. 103-112, dez. 2004. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2004.08.006.

LEVINE, H.; SLADE, L.. Water as a plasticizer: physico-chemical aspects of low-moisture polymeric systems. **Water Science Reviews 3**, [S.L.], p. 79-185, 27 out. 1988. Cambridge University Press. http://dx.doi.org/10.1017/cbo9780511552083.002.

LI, Hongbin *et al*. Removal of high concentration Congo red by hydrophobic PVDF hollow fiber composite membrane coated with a loose and porous ZIF-71PVDF layer through vacuum membrane distillation. **Journal Of Industrial Textiles**, [S.L.], v. 51, n. 5, p. 7641-7673, 28 out. 2020. SAGE Publications. http://dx.doi.org/10.1177/1528083720967075.

LI, Yanyan *et al*. Synchronous degradation and decolorization of colored poly(ethylene terephthalate) fabrics for the synthesis of high purity terephthalic acid. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 366, p. 132985, set. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132985.

LIN, Chia-Hao *et al*. Cationic dye adsorption using porous composite membrane prepared from plastic and plant wastes. **Journal Of The Taiwan Institute Of Chemical Engineers**, [S.L.], v. 51, p. 119-126, jun. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2015.01.019.

LING, S. D. *et al*. Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 121, n. 1-2, p. 104-110, ago. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.038

LU, Kang Jia *et al*. Omniphobic Hollow-Fiber Membranes for Vacuum Membrane Distillation. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 52, n. 7, p. 4472-4480, 21 mar. 2018. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b00766.

MACHADO, Thays Pinheiro et al. PREPARO E CARACTERIZAÇÃO DE MEMBRANAS POLIMÉRICAS A PARTIR DE POLI(ÉTER IMIDA) PARA UTILIZAÇÃO EM TRATAMENTO DE EFLUENTES CONTENDO CORANTES. **Cippus - Revista de Iniciação Científica**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 1-2, 26 jul. 2024. Centro Universitario La Salle - UNILASALLE. http://dx.doi.org/10.18316/cippus.v12i1.11260.

MADAENI, S. S.; BAKHTIARI, L.. Thermodynamic-based predictions of membrane morphology in water/dimethylsulfoxide/polyethersulfone systems. **Polymer**, [S.L.], v. 53, n. 20, p. 4481-4488, set. 2012. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.polymer.2012.07.005.

MAPOSSA, António Benjamim *et al*. A review on thermally induced phase separation technology in the fabrication of microporous polymer membrane devices for sustained-repellent delivery: crystallization and morphological studies. **Journal Of Polymer Science**, [S.L.], v. 62, n. 23, p. 5205-5231, 27 ago. 2024. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/pol.20240232.

MARAFIGA, Andressa Stockmann. **Desenvolvimento de Membranas de Poli(fluoreto de Vinilideno/Poli(etilenoglicol) com Carvão Ativado e Grafeno para a Recuperação de Água de Efluente Têxtil via Destilação por Membranas**. 2022. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

MARBELIA, Lisendra *et al*. Preparation of patterned flat-sheet membranes using a modified phase inversion process and advanced casting knife construction techniques. **Journal Of Membrane Science**, [S.L.], v. 597, p. 117621, mar. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2019.117621.

MAULIK, Sankar Roy *et al*. Reactive Dye and Its Advancements. **Textile Dyes And Pigments**, [S.L.], p. 17-44, 10 ago. 2022. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/9781119905332.ch2.

MAXIQUIM. **Monitoramento dos índices de reciclagem mecânica de plásticos pós-consumo no Brasil 2024 (Ano-base 2023):** Relatório Resumido – Setembro de 2023. [*S. l.*], 2024. Disponível em: https://www.picplast.com.br/portal/picplast/

arquivos/imagens/Indices_Reciclagem2023_PICPlast2024-Divulgacao.pdf. Acesso em: 25 mar. 2025.

MCDEVITT, Jason P. *et al*. Addressing the Issue of Microplastics in the Wake of the Microbead-Free Waters Act—A New Standard Can Facilitate Improved Policy. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 51, n. 12, p. 6611-6617, 1 jun. 2017. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b05812.

MITTAL, Kashmiri Lal; BAHNERS, Thomas. **Textile Finishing:** Recent Developments and Future Trends. [*S. l.*]: Wiley Scrivener Publisher, 2017. 588 p. ISBN 978-1-119-42676-9.

MOUSAVI, Seyyed Mojtaba *et al*. Polyethylene Terephthalate/Acryl Butadiene Styrene Copolymer Incorporated with Oak Shell, Potassium Sorbate and Egg Shell Nanoparticles for Food Packaging Applications: control of bacteria growth, physical and mechanical properties. **Polymers From Renewable Resources**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 177-196, nov. 2017. SAGE Publications. http://dx.doi.org/10.1177/204124791700800403.

MUDHOO, Ackmez *et al*. An analysis of the versatility and effectiveness of composts for sequestering heavy metal ions, dyes and xenobiotics from soils and aqueous milieus. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 197, p. 110587, jul. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110587.

MULDER, Marcel. **Basic Principles of Membrane Technology**. Twente: Springer Dordrecht, 1996. 363 p.

NEELALOCHANA, Varun Donnakatte *et al*. Anion Exchange Membranes Based on Chemical Modification of Recycled PET Bottles. **Acs Applied Polymer Materials**, [S.L.], v. 5, n. 9, p. 7548-7561, 30 ago. 2023. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acsapm.3c01391.

OUYANG, Hao et al. Solvent-Induced Crystallization in Poly(ethylene terephthalate) during Mass Transport: ⁚ mechanism and boundary condition. **Macromolecules**, [S.L.], v. 37, n. 20, p. 7719-7723, 3 set. 2004. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/ma0400416.

ÖZEN, Hülya Aykaç; MUTUK, Tuğba; YIğITER, Merve. Smoke filtration performances of membranes produced from commercial PVA and recycled PET by electrospinning method and ANN modeling. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 2469-2479, 5 ago. 2022. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-22383-4.

PARANI, Sundararajan; OLUWAFEMI, Oluwatobi. Membrane Distillation: recent configurations, membrane surface engineering, and applications. **Membranes**, [S.L.], v. 11, n. 12, p. 934, 26 nov. 2021. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/membranes11120934.

PIACINI, Ícaro. **ESTUDO DE ALTERNATIVAS DE SOLVENTE PARA O POLI (TEREFTALATO DE ETILENO) ATRAVÉS DO MODELO TERMODINÂMICO COSMO-SAC**. 2018. 47 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

PINGPING, Zhu; DEZHU, Ma. Study on the double cold crystallization peaks of poly(ethylene terephthalate) (PET): 2. samples isothermally crystallized at high temperature. **European Polymer Journal**, [S.L.], v. 35, n. 4, p. 739-742, abr. 1999. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0014-3057(98)00179-7.

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **Produto 5 - Resumo Executivo com os principais resultados do Estudo de Competitividade (Produto 3) e do Plano de Ações (Produto 4) para o desenvolvimento das cadeias Têxtil e de Confecções da área de atuação da Sudene**. (E. Audibert, Ed.). [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/produto_5_resumo_executivo_setor_textil_e_confeccoes-4.pdf>. Acesso em: 28 mar. 2025.

PONGMUKSUWAN, Pornlada; KITISATORN, Wanlop. Recycled poly(ethylene terephthalate) for membrane material in membrane bioreactor. **Materials Today**: Proceedings, [S.L.], v. 77, p. 1154-1159, 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.matpr.2023.01.088.

PUDACK, Claudia; STEPANSKI, Manfred; FÄSSLER, Peter. PET Recycling – Contributions of Crystallization to Sustainability. **Chemie Ingenieur Technik**, [S.L.], v. 92, n. 4, p. 452-458, 16 jan. 2020. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/cite.201900085.

QIN, Wenli *et al*. Synergistic effect of combined colloidal and organic fouling in membrane distillation: measurements and mechanisms. **Environmental Science**: Water Research & Technology, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 119-127, 2017. Royal Society of Chemistry (RSC). http://dx.doi.org/10.1039/c6ew00156d.

RAHEEM, Ademola Bolanle *et al*. Current developments in chemical recycling of post-consumer polyethylene terephthalate wastes for new materials production: a review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 225, p. 1052-1064, jul. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.019.

RAHMAN, Saadman Sakib; SIDDIQUA, Sumi; CHERIAN, Chinchu. Sustainable applications of textile waste fiber in the construction and geotechnical industries: a retrospect. **Cleaner Engineering And Technology**, [S.L.], v. 6, p. 100420, fev. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.clet.2022.100420.

RAJESH, Smitha; MURTHY, Zagabathuni V. Panchakshari. ULTRAFILTRATION MEMBRANES FROM WASTE POLYETHYLENE TEREPHTHALATE AND ADDITIVES: synthesis and characterization. **Química Nova**, [S.L.], v. 37, n. 4, p. 653-657, 2014. GN1 Sistemas e Publicacoes Ltd.. http://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20140097

RAMLOW, Heloisa *et al*. Influence of dye class on the comparison of direct contact and vacuum membrane distillation applied to remediation of dyeing

wastewater. **Journal Of Environmental Science And Health, Part A**, [S.L.], v. 54, n. 13, p. 1337-1347, 30 jul. 2019. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2019.1647059.

REBELEIN, Anja *et al*. Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 777, p. 146045, jul. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045.

ROMÃO, Wanderson; SPINACÉ, Márcia A. S.; PAOLI, Marco-A. de. Poli(tereftalato de etileno), PET: uma revisão sobre os processos de síntese, mecanismos de degradação e sua reciclagem. **Polímeros**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 121-132, jun. 2009. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s0104-14282009000200009.

RUSS, Aline Karon. **Etapas de desenvolvimento de produtos têxtil de vestuário tendo como base a economia circular**. 2022. 94 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Têxtil, Departamento de Engenharia Têxtil, Universidade Federal de Santa Catarina, Blumenau, 2022.

SADRZADEH, Mohtada; BHATTACHARJEE, Subir. Rational design of phase inversion membranes by tailoring thermodynamics and kinetics of casting solution using polymer additives. **Journal Of Membrane Science**, [S.L.], v. 441, p. 31-44, ago. 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2013.04.009.

SAEED, Babar *et al*. Experimental and theoretical insights into bioethanol recovery: valorizing waste pet bottles for sustainable pervaporation membranes. **Separation And Purification Technology**, [S.L.], v. 357, p. 130104, maio 2025. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2024.130104.

SANTOS, Maria Eduarda Kuster Nogueira. **A Inserção de um Beneficiamento Têxtil Sustentável e seus Impactos**. 2021. 42 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2021.

SANTOS, Rachel Passos de Oliveira *et al*. Renewable Resources and a Recycled Polymer as Raw Materials: mats from electrospinning of lignocellulosic biomass and pet solutions. **Polymers**, [S.L.], v. 10, n. 5, p. 538, 17 maio 2018. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym10050538.

SANTOS, Rachel Passos de Oliveira; RAMOS, Luiz Antônio; FROLLINI, Elisabete. Bio-based electrospun mats composed of aligned and nonaligned fibers from cellulose nanocrystals, castor oil, and recycled PET. **International Journal Of Biological Macromolecules**, [S.L.], v. 163, p. 878-887, nov. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.07.064.

SCHEIRS, J.; LONG, T. E. (EDS.). **Modern polyesters: Chemistry and technology of polyesters and copolyesters**. Nashville, TN: John Wiley & Sons, 2005.

SCHYNS, Zoé O. G.; SHAVER, Michael P.. Mechanical Recycling of Packaging Plastics: a review. **Macromolecular Rapid Communications**, [S.L.], v. 42, n. 3, 30 set. 2020. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/marc.202000415.

SHAH, Mudasir Akbar *et al.* Applications of nanotechnology in smart textile industry: a critical review. **Journal Of Advanced Research**, [S.L.], v. 38, p. 55-75, maio 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jare.2022.01.008.

SHAHU, Vandita T.; THOMBRE, S. B.. Air gap membrane distillation: a review. **Journal Of Renewable And Sustainable Energy**, [S.L.], v. 11, n. 4, 1 jul. 2019. AIP Publishing. http://dx.doi.org/10.1063/1.5063766.

SHARIFIAN, Seyedmehdi; ASASIAN-KOLUR, Neda. Polyethylene terephthalate (PET) waste to carbon materials: theory, methods and applications. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, [S.L.], v. 163, p. 105496, maio 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2022.105496.

SHARMA, Jyotshana; SHARMA, Shubhangani; SONI, Vineet. Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora: a review. **Regional Studies In Marine Science**, [S.L.], v. 45, p. 101802, jun. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101802.

SHIEH, Yeong-Tarng *et al*. Effect of crystallinity on enthalpy recovery peaks and cold-crystallization peaks in PET via TMDSC and DMA studies. **Journal Of Applied Polymer Science**, [S.L.], v. 116, n. 3, p. 1334-1341, 23 dez. 2009. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/app.31570.

SHIRAZI, Mohammad Mahdi A.; DUMÉE, Ludovic F.. Membrane distillation for sustainable wastewater treatment. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 47, p. 102670, jun. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102670.

SHIU, Bing-Chiuan *et al*. A Study on Preparation and Property Evaluations of Composites Consisting of TPU/Triclosan Membranes and Tencel®/LMPET Nonwoven Fabrics. **Polymers**, [S.L.], v. 14, n. 12, p. 2514, 20 jun. 2022. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym14122514.

SILVA, Regilene de Sousa *et al*. Membrane Distillation: experimental evaluation of liquid entry pressure in commercial membranes with textile dye solutions. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 44, p. 102339, dez. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102339.

SINGHA, Kunal *et al*. Harmful environmental effects for textile chemical dyeing practice. **Green Chemistry For Sustainable Textiles**, [S.L.], p. 153-164, 2021. Elsevier. http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-323-85204-3.00005-1.

SONG, Jun *et al*. Hierarchical Porous Recycled PET Nanofibers for High-Efficiency Aerosols and Virus Capturing. **Acs Applied Materials & Interfaces**, [S.L.], v. 13, n. 41, p. 49380-49389, 6 out. 2021. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acsami.1c17157.

STOICA, Alexandra Elena *et al*. Biocompatibility and Antimicrobial Profile of Acid Usnic-Loaded Electrospun Recycled Polyethylene Terephthalate (PET)—Magnetite

Nanofibers. **Polymers**, [S.L.], v. 15, n. 15, p. 3282, 2 ago. 2023. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym15153282.

STRAIN, I. N. *et al*. Electrospinning of recycled PET to generate tough mesomorphic fibre membranes for smoke filtration. **Journal Of Materials Chemistry A**, [S.L.], v. 3, n. 4, p. 1632-1640, 2015. Royal Society of Chemistry (RSC). http://dx.doi.org/10.1039/c4ta06191h.

SUN, Jie *et al*. Synthesis of some surfactant-type acid dyes and their low-temperature dyeing properties on wool fiber. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 218, p. 284-293, maio 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.341.

SUSANTO, Heru. Towards practical implementations of membrane distillation. **Chemical Engineering And Processing**: Process Intensification, [S.L.], v. 50, n. 2, p. 139-150, fev. 2011. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.cep.2010.12.008.

TAN, Xuemei; RODRIGUE, Denis. A Review on Porous Polymeric Membrane Preparation. Part I: production techniques with polysulfone and poly (vinylidene fluoride). **Polymers**, [S.L.], v. 11, n. 7, p. 1160, 8 jul. 2019. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym11071160.

THOMMES, Matthias *et al*. Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). **Pure And Applied Chemistry**, [S.L.], v. 87, n. 9-10, p. 1051-1069, 2 jul. 2015. Walter de Gruyter GmbH. http://dx.doi.org/10.1515/pac-2014-1117

THOMSEN, Thore Bach; HUNT, Cameron J.; MEYER, Anne S.. Influence of substrate crystallinity and glass transition temperature on enzymatic degradation of polyethylene terephthalate (PET). **New Biotechnology**, [S.L.], v. 69, p. 28-35, jul. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2022.02.006.

TOPUZ, Fuat; OLDAL, Diana G.; SZEKELY, Gyorgy. Valorization of Polyethylene Terephthalate (PET) Plastic Wastes as Nanofibrous Membranes for Oil Removal: sustainable solution for plastic waste and oil pollution. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, [S.L.], v. 61, n. 25, p. 9077-9086, 16 jun. 2022. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acs.iecr.2c01431.

VOLLMER, Ina *et al*. Beyond Mechanical Recycling: giving new life to plastic waste. **Angewandte Chemie International Edition**, [S.L.], v. 59, n. 36, p. 15402-15423, 25 jun. 2020. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/anie.201915651.

WHITE, Robin J. *et al*. Tuneable porous carbonaceous materials from renewable resources. **Chemical Society Reviews**, [S.L.], v. 38, n. 12, p. 3401, 2009. Royal Society of Chemistry (RSC). http://dx.doi.org/10.1039/b822668g.

WOODS, Madelyn N *et al.* Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (Mytilus edulis). **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 137, p. 638-645, dez. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.061

XIAO, Tonghu *et al*. Fabrication and characterization of novel asymmetric polyvinylidene fluoride (PVDF) membranes by the nonsolvent thermally induced phase separation (NTIPS) method for membrane distillation applications. **Journal Of Membrane Science**, [S.L.], v. 489, p. 160-174, set. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2015.03.081.

YAMAMOTO, Takashi; HUSSAIN, Mohammed Althaf; YAO, Shigeru. Material Property Recovery by Controlling the Melt Memory Effects on Recrystallization and on Crystal Deformation: an approach by the molecular dynamics simulation for polyethylene. **Polymers**, [S.L.], v. 14, n. 15, p. 3082, 29 jul. 2022. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym14153082.

YEO, Leslie Y. *et al.* A description of phase inversion behaviour in agitated liquid–liquid dispersions under the influence of the Marangoni effect. **Chemical Engineering Science**, [S.L.], v. 57, n. 17, p. 3505-3520, set. 2002. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0009-2509(02)00260-9.

YESZHANOV, Arman B. *et al*. Recent Progress in the Membrane Distillation and Impact of Track-Etched Membranes. **Polymers**, [S.L.], v. 13, n. 15, p. 2520, 30 jul. 2021. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/polym13152520.

YIN, R. *et al*. Viable approaches to increase the throughput of ring spinning: a critical review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 323, p. 129116, nov. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129116.

YU, Lei; YANG, Feng; XIANG, Ming. Phase separation in a PSf/DMF/water system: a proposed mechanism for macrovoid formation. **Rsc Adv.**, [S.L.], v. 4, n. 80, p. 42391-42402, 2014. Royal Society of Chemistry (RSC). http://dx.doi.org/10.1039/c4ra06088a.

YU, Xubiao *et al*. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 613-614, p. 298-305, fev. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.100.

ZAMISA, Mantsopa Koena *et al*. Enhancing water permeability in thin-film nanocomposite membranes utilizing electrospun recycled PET and graphene oxide. **Nano Express**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 015012, 24 fev. 2025. IOP Publishing. http://dx.doi.org/10.1088/2632-959x/ad9298.

ZANDER, Nicole; GILLAN, Margaret; SWEETSER, Daniel. Recycled PET Nanofibers for Water Filtration **Applications. Materials**, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 247, 30 mar. 2016. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/ma9040247.

ZDRAVKOV, Borislav et al. Pore classification in the characterization of porous materials: a perspective. **Open Chemistry**, [S.L.], v. 5, n. 2, p. 385-395, 3 mar. 2007. Walter de Gruyter GmbH. http://dx.doi.org/10.2478/s11532-007-0017-9.