

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
Escola de Engenharia  
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Amanda Fabrícia Leão Mota

**MEMBRANAS DE OSMOSE INVERSA EM FINAL DE CICLO DE VIDA RECICLADAS E  
RECUPERADAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO**

Belo Horizonte  
2023

Amanda Fabrícia Leão Mota

**MEMBRANAS DE OSMOSE INVERSA EM FINAL DE CICLO DE VIDA RECICLADAS E  
RECUPERADAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, Prevenção e Controle da Poluição

Orientador: Prof<sup>o</sup>. Dr. Eduardo Coutinho de Paula

Coorientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Míriam Cristina dos Santos Amaral Moravia

Belo Horizonte  
2023

M917m

Mota, Amanda Fabrícia Leão.

Membranas de osmose inversa em final de ciclo de vida recicladas e recuperadas aplicadas ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário [recurso eletrônico] / Amanda Fabrícia Leão Mota. – 2023.  
1 recurso online (111 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Eduardo Coutinho de Paula.

Coorientador: Miriam Cristina Santos Amaral Moravia.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 102-111.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Aterro sanitário - Teses. 4. Poluição - Teses. 5. Resíduos orgânicos - Tratamento - Teses. 6. Poluentes - Aspectos ambientais - Teses. 7. Membranas (Biologia) - Teses. 8. Resíduos orgânicos - Reaproveitamento - Teses. 9. Osmose - Teses. 10. Lixiviação - Teses. I. Paula, Eduardo Coutinho de. II. Moravia, Miriam Cristina Santos Amaral III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
[ESCOLA DE ENGENHARIA]  
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS  
HÍDRICOS]

### **FOLHA DE APROVAÇÃO**

"Membranas de Osmose Inversa Em Final de Ciclo de Vida Recicladas e Recuperadas Aplicadas Ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário"

**AMANDA FABRÍCIA LEÃO MOTA**

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. Eduardo Coutinho de Paula

Profa. Miriam Cristina Santos Amaral Moravia

Profa. Laura Hamdan de Andrade

Profa. Gemima Santos Arcanjo

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Priscilla Macedo Moura

Prof. Eduardo Coutinho de Paula

Coordenadora

Orientador

Belo Horizonte, 29 de maio de 2023.



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula, Professor do Magistério Superior**, em 29/05/2023, às 17:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gemima Santos Arcanjo, Usuária Externa**, em 06/06/2023, às 09:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Laura Hamdan de Andrade, Usuária Externa**, em 08/06/2023, às 08:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Miriam Cristina Santos Amaral Moravia, Professora do Magistério Superior**, em 28/06/2023, às 11:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2337902** e o código CRC **09BBF24D**.

*À minha família e a todos e todas que me  
fizeram acreditar que nós fazemos o  
possível acontecer.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus e toda espiritualidade que cerca nosso universo, pelas energias de vitalidade e superação frente às dificuldades.

À minha família, que mesmo à distância, sempre expressaram todo amor e dedicação. Em especial à minha mãe, Hilda Leão e, meu pai Lindonaldo Mota, por todo amor e por todos esforços ao longo de toda a vida, para garantir minha formação pessoal, acadêmica e profissional. Aos meus avós maternos e as minhas tias, que mesmo à distância, sempre que possível, encontravam formas de motivar a minha caminhada.

Ao professor Eduardo Coutinho, por ter aceitado a orientação, e por toda dedicação e paciência ao longo da trajetória do mestrado. À professora Míriam, que foi um dos primeiros contatos que tive com os professores do Desa, por ter aceitado contribuir na minha pesquisa, por todas as conversas e por se mostrar sempre atenciosa e disposta a contribuir. Ambos foram essenciais no desenvolvimento e na conclusão desse estudo.

Aos membros do grupo GEAPS Membranas (pesquisadores da iniciação científica, mestrandos e doutorandos) por todo acolhimento e contribuição ao longo da trajetória. Aqui agradeço em especial a Débora Aguilar, por todo seu cuidado ao me apresentar os processos de separação por membranas, pela condução e instrução nos primeiros ensaios, e por todo acompanhamento ao longo o desenvolvimento dessa pesquisa. À Mariana Mendes por toda dedicação e esforço nos ensaios, sempre me ajudando a compreender da melhor forma possível. Ao Victor Moreira por toda sua generosidade, cuidado e disposição em ajudar.

Às pessoas de luz que fizeram a carga ser menos pesadas e sempre emanaram forças e orações para que eu continuasse firme no propósito escolhido, mesmo em meio as dificuldades e a distância do convívio familiar: Simone Souza, Brenda Moraes, Alexandre Leão, Michel Maciel, Sara Pereira, Fábio Lima, Brenda Piteira, Tatiane Carvalho, Yasmim Santos, Gabriela Coelho, Raquel Bento e Amanda Teodoro.

Ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, aos mestres e técnicos do PPG-SMARH, por todo conhecimento transmitido e pela dedicação ao ensino e pesquisa.

Aos membros da banca examinadora, Prof<sup>a</sup>. Dra. Gemima Arcanjo, Prof<sup>a</sup>. Dra. Laura Hamdan, por aceitarem o convite e contribuírem de forma valiosa para a conclusão deste trabalho.

À Capes, por manterem a pesquisa neste país em meio às dificuldades.

À FAPEMIG que através do projeto APQ-00575-22, propiciou a realização desse estudo.

A todos e todas, que contribuíram direta ou indiretamente, toda a minha gratidão!

*Comece fazendo o que é necessário,  
depois o que é possível,  
e de repente você estará  
fazendo o impossível.  
(São Francisco de Assis)*



## RESUMO

As tecnologias de membranas vêm se mostrando promissoras no tratamento de lixiviado de aterro sanitário devido à sua alta capacidade de remoção de poluentes. Paralelamente, devido ao fato de as membranas de osmose inversa (OI), apresentarem ciclo de vida limitado, a recuperação e a reciclagem de membranas em final de ciclo de vida vêm recebendo expressiva atenção em contextos acadêmico e industrial. Essas práticas contribuem para a diminuição dos impactos causados pelo descarte de membranas em aterros e possibilita o emprego das membranas recicladas em processos de separação menos restritivos. Nesse contexto, o presente estudo procurou desenvolver, a partir de membranas de OI em final de ciclo de vida, membranas recicladas (via tratamento oxidativo com hipoclorito de sódio comercial) e recuperadas (via limpeza química), aplicadas ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Na primeira parte do estudo, foram investigadas 6 intensidades de contato (MR1-30.000, MR2-20.000, MR3-15.000, MR4-10.000, MR5-8.000 e MR6-6.000 ppm/h) com o intuito de obter membranas com bom desempenho no tratamento de lixiviado. Na segunda parte do estudo, foram aplicados diferentes protocolos de limpeza química, com membranas oriundas de duas procedências (desmineralização e dessalinização de água), com o objetivo de recuperar o fluxo de permeado das membranas ao menos em 85% do especificado para membranas comerciais novas. O desempenho das membranas estudadas foi avaliado em termos de eficiência de remoção de componentes do lixiviado e, caracterizadas mediante ensaios de permeabilidade hidráulica e de testes de rejeição salina. Dentre as membranas recicladas produzidas, a membrana MR4, com permeabilidade hidráulica de  $21,14 \pm 0,06 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  e rejeição salina de 17,7 %, portanto com características similares à membranas de UF, apresentou maior eficiência de remoção quando avaliados todos os parâmetros monitorados: cor: 86,1%, DQO: 64,1%, e condutividade elétrica: 21,1%, nitrogênio amoniacal: 11%. Para as membranas recuperadas com limpeza química, utilizadas para desmineralização, foram obtidos valores de permeabilidade hidráulica de 4,61 (BW30-400), 5,14 (B400 LE ASD), 4,90 (BW30-XFR), com remoção de cor superior a 97% e remoção de DQO variando de 91 a 95%. Apesar do modesto desempenho das membranas recicladas no tratamento de lixiviado, nenhum dos parâmetros avaliados atendeu às legislações federais e estaduais no tocante aos padrões de lançamento de efluentes. Para as membranas recuperadas, utilizadas na dessalinização, foram obtidas permeabilidades de 6,45 (AG4040FM-1), 5,87 (AG4040FM-2) e, 4,45 (AG4040FM-3)  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , com remoção de cor entre 86 e 99,5%. As remoções de sólidos dissolvidos totais foram superiores a 99% para todas as membranas recuperadas. Os permeados obtidos utilizando membranas recuperadas apresentou remoção de DQO em conformidade com a legislação estadual de Minas Gerais (remoção mínima de 70% para lixiviados de aterros sanitários). Conclui-se que as membranas recuperadas representam alta eficiência no tratamento de lixiviado, enquanto as membranas recicladas possuem potencial de serem utilizadas para outros processos de tratamento menos restritivos, assim como aplicadas como pré-tratamento ou pós-tratamento de lixiviado.

**Palavras-chave:** Lixiviado de aterro sanitário. Reciclagem de membranas. Recuperação de membranas. Tratamento de lixiviado.

## ABSTRACT

Membrane technologies have shown promise in the treatment of landfill leachate due to their high pollutant removal capacity. At the same time, due to the fact that reverse osmosis (RO) membranes have a limited life cycle, the reuse and recycling of membranes at the end of their life cycle have received significant attention in academic and industrial contexts. These practices contribute to reducing the impacts caused by the disposal of membranes in landfills and allow the use of recycled membranes in less restrictive separation processes. In this context, the present study sought to develop, from end-of-life OI membranes, recycled (via oxidative treatment with commercial sodium hypochlorite) and recovered (via chemical cleaning) membranes, applied to the treatment of landfill leachate. In the first part of the study, 6 contact intensities (MR1-30,000, MR2-20,000, MR3-15,000, MR4-10,000, MR5-8,000 and MR6-6,000 ppm/h) were investigated in order to obtain membranes with good performance in leachate treatment. In the second part of the study, different chemical cleaning protocols were applied, with membranes from two sources (demineralization and desalination of water), with the aim of recovering the permeate flux of the membranes at least 85% of that specified for new commercial membranes. Among the recycled membranes produced, the MR4 membrane, with hydraulic permeability of  $21.14 \pm 0.06$  L-h-1-m-2-bar-1 and salt rejection of 17.7%, therefore with characteristics similar to UF membranes, showed higher removal efficiency when all monitored parameters were evaluated: color: 86.1%, COD: 64.1%, and electrical conductivity: 21.1%, ammonia nitrogen: 11%. For the membranes recovered with chemical cleaning, used for demineralization, hydraulic permeability values of 4.61 (BW30-400), 5.14 (B400 LE ASD), 4.90 (BW30-XFR) were obtained, with color removal greater than 97% and COD removal ranging from 91 to 95%. Despite the modest performance of the recycled membranes in leachate treatment, none of the evaluated parameters met the federal and state legislations regarding effluent discharge standards. For the recovered membranes used in desalination, permeabilities of 6.45 (AG4040FM-1), 5.87 (AG4040FM-2) and 4.45 (AG4040FM- 3) L-h-1-m-2-bar-1 were obtained, with color removal between 86 and 99.5%. Total dissolved solids removals were higher than 99% for all recovered membranes. The permeates obtained using recovered membranes presented COD removal in accordance with the state legislation of Minas Gerais (minimum removal of 70% for landfill leachate). It is concluded that the recovered membranes represent high efficiency in leachate treatment, while the recycled membranes have the potential to be used for other less restrictive treatment processes, as well as applied as pre-treatment or post-treatment of leachate.

**Key-words:** Landfill leachate. Membrane recycling. Membrane recovery. Leachate treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxo de processo .....	33
Figura 2 – Representação esquemática dos processos de separação por membranas .....	34
Figura 3 – Representação esquemática do processo de osmose versus osmose inversa.....	38
Figura 4 – Estrutura das membranas tipo CFF de poliamida aromática .....	39
Figura 5 – Módulo Espiral utilizando membranas planas .....	40
Figura 6 – Representação da economia circular em processos de membrana.....	45
Figura 7 – Diagrama Esquemático da degradação controlada da camada ativa de poliamida (PA) da membrana de Osmose Inversa .....	50
Figura 8 – Localização da Central de Tratamento de Resíduos Macaúbas – Sabará/ Minas Gerais .....	53
Figura 9 – Registros fotográficos dos módulos e dos espaçadores .....	57
Figura 10 – (a) módulo sendo aberto; (b) módulo desmontado .....	59
Figura 11 – (a) folhas de membranas do PAD; (b) folhas de membranas da REGAP .....	59
Figura 12 – Unidade de permeação OI/NF: (a) diagrama esquemático; (b) registro fotográfico da unidade utilizada nos ensaios de bancada .....	60
Figura 13 – Célula de permeação: (a) desenho esquemático; (b) registro fotográfico frontal; (c) amostra de membrana .....	61
Figura 14 – Desenho esquemático das etapas de preparo e limpeza das amostras de membranas .....	65
Figura 15 – Fluxo de permeado normalizado em função do tempo .....	74
Figura 16 – Lixiviado Bruto e permeado das diferentes membranas utilizadas nesse estudo .....	78
Figura 17 – Membrana proveniente do PAD antes e após a limpeza com $\text{KMnO}_4$ (0,5 %) + $\text{NaOH}$ (0,2 %) seguido de $\text{NaHSO}_3$ (0,2 %).....	82
Figura 18 – Membrana proveniente da REGAP antes e após a limpeza com $\text{NaOH}$ -0,1% + $\text{HCl}$ -0,2%.....	83
Figura 19 – Lixiviado bruto e permeados obtidos utilizando as membranas RG1, RG2 e RG3.....	92

Figura 20 – Fluxo de permeado, durante 1260 minutos, com membranas AG4040FM (PAD) .....	93
Figura 21 – Fluxo de permeado, durante 1260 minutos, de ensaio com membranas da REGAP .....	94
Figura 22 – Lixiviado bruto e permeado das membranas reciclada, recuperada e nova de OI AG4040FM .....	97

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Trabalhos que utilizaram membranas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.....	36
Quadro 2 – Principais agentes químicos utilizados para remoção de incrustação em membranas .....	47
Quadro 3 – Parâmetros, métodos e equipamentos utilizados na caracterização físico-química do lixiviado bruto .....	54
Quadro 4 – Informações dos módulos recebidos .....	56
Quadro 5 – Informações membranas utilizadas para fins de comparação.....	64
Quadro 6 – Procedimentos de limpeza testados para recuperação de membranas .	66

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variações nas características físico-químicas do lixiviado de aterro sanitário em relação à idade do aterro .....	28
Tabela 2 – Padrões de lançamentos de efluentes dos principais parâmetros, conforme as legislações nacional e estadual .....	29
Tabela 3 – Processos de tratamentos, convencionais, biológicos e físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, apresentando suas vantagens e desvantagens. ....	31
Tabela 4 – Caracterização do lixiviado bruto .....	55
Tabela 5 – Características dos módulos de membrana utilizados no estudo.....	58
Tabela 6 – Condições de reciclagem das membranas.....	63
Tabela 7 – Valores de permeabilidade hidráulica das membranas estudadas .....	70
Tabela 8 – Rejeição salina das membranas com melhor desempenho .....	72
Tabela 9 – Fluxo de permeado e permeabilidade operacional (10 bar) das membranas recicladas .....	75
Tabela 10 – Concentrações e remoções dos parâmetros avaliados do permeado com as membranas utilizadas nesse estudo em relação ao lixiviado bruto (LB).....	76
Tabela 11 – Procedimentos de limpeza e permeabilidades hidráulicas das membranas recuperadas .....	80
Tabela 12 – Resultados ensaios com lixiviado, durante 120 min, utilizando as membranas recuperadas do PAD .....	85
Tabela 13 – Resultados ensaios com lixiviado, durante 120 min, utilizando as membranas recuperadas da REGAP .....	89
Tabela 14 – Comparação de desempenho no tratamento de lixiviado das membranas AG4040FM.....	96

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas  
BRM – Biorreator de Membranas  
CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos  
CFF – Compósito de Filme Fino  
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental  
COPASA – Companhia de Saneamento  
COT – Carbono Orgânico Total  
CTR – Central de Tratamento de Resíduos  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DESA – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
DN – Deliberação Normativa  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
FCV – Final de Ciclo de Vida  
GEAPS – Grupo de Estudos e Aplicações de Processos de Separação por Membranas  
IDA – International Desalination Association  
L – litro  
LB – Lixiviado Bruto  
LB – Lixiviado Bruto  
m/m – Massa/massa  
m<sup>3</sup> – Metro cúbico  
m<sup>3</sup>/d – Metro cúbico por dia  
MF – Microfiltração  
MG – Minas Gerais  
mg/L – Miligrama por litro  
mL/L.h – Mililitro por litro – hora.  
MOD – Matéria Orgânica Dissolvida  
MR1 – Membrana Reciclada 30.000 ppm.h  
MR2 – Membrana Reciclada 20.000 ppm.h

MR3 – Membrana Reciclada 15.000 ppm.h  
MR4 – Membrana Reciclada 10.000 ppm.h  
MR5 – Membrana Reciclada 6.000 ppm.h  
MR5 – Membrana Reciclada 8.000 ppm.h  
NaCl – Cloreto de Sódio  
NaClO – Hipoclorito de Sódio  
NaOH – Hidróxido de Sódio  
NBR – Norma Brasileira  
NF – Nanofiltração  
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl  
NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez  
°C – Graus Celsius  
OI – Osmose Inversa  
p/v – Peso/volume  
PA – Poliamida Aromática  
PAD – Programa Água Doce  
pH – potencial  
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos  
PSM – Processos de Separação por Membranas  
RAFA – Reator anaeróbio de fluxo ascendente  
REGAP – Refinaria Gabriel Passos  
RSI – Resíduos Sólidos Industriais  
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos  
SDT – Sólidos Dissolvidos Totais  
SS – Sólidos Suspensos  
UF – Ultrafiltração  
UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais



## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	18
1.1	Justificativa.....	21
2	OBJETIVOS .....	23
2.1	Objetivo Geral .....	23
2.2	Objetivos Específicos .....	23
3	REVISÃO DE LITERATURA .....	24
3.1	Aterro Sanitário .....	24
3.1.1	Lixiviado de aterro sanitário .....	25
3.2	Legislações sobre padrões de lançamento de efluentes.....	28
3.3	Tratamento de lixiviado de aterro sanitário .....	29
3.4	Processos de Separação por Membranas .....	32
3.4.1	Conceito de membrana e suas principais aplicações .....	33
3.4.2	Tecnologias de membrana utilizadas no tratamento de lixiviado .....	35
3.5	Tecnologia de Osmose Inversa.....	37
3.5.1	Incrustações da membrana.....	40
3.5.2	Vida útil e descarte de membranas.....	43
3.5.3	Reutilização (Recuperação) de Membranas .....	46
3.5.3.1	Limpeza química de membranas .....	46
3.5.4	Reciclagem de membranas via tratamento oxidativo/ conversão química	49
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	53
4.1	Descrição da área de coleta.....	53
4.2	Amostragem e caracterização do lixiviado .....	54
4.3	Módulos de membranas em final de ciclo de vida.....	55
4.4	Unidade experimental .....	60
4.5	Procedimentos laboratoriais .....	61
4.5.1	Reciclagem de Membranas .....	61
4.5.2	Recuperação de Membranas.....	64
4.5.3	Permeabilidade hidráulica e Rejeição Salina .....	67
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	70
5.1	Membranas Recicladas.....	70
5.1.1	Caracterização das membranas recicladas .....	70
5.1.2	Fluxo de permeado com membranas recicladas .....	73
5.1.3	Parâmetros de qualidade do permeado com membranas recicladas .....	75
5.2	Membranas Recuperadas .....	79

5.2.1	Avaliação de estratégias de limpeza com foco na recuperação de membranas .....	79
5.2.2	Avaliação da reprodutibilidade das membranas e potencial das membranas recuperadas para aplicação no tratamento de lixiviado .....	84
5.2.3	Avaliação da estabilidade da membrana no tratamento de lixiviado.....	93
5.3	Comparação do desempenho das membranas recuperadas e recicladas...	96
6	CONCLUSÕES .....	98
7	RECOMENDAÇÕES.....	101
	REFERÊNCIAS DE LITERATURA.....	102

## 1 INTRODUÇÃO

Os processos de crescimento populacional, desenvolvimento econômico e urbanização, aliados ao estilo de vida da população, vem causando alterações nos modos de produção e consumo, tendo como consequência o aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (GOUVEIA, 2012; SILVA *et al.*, 2016; SOARES; PINHEIRO; SOARES, 2017).

De acordo com o Panorama de Resíduos Sólidos, referente ao ano de 2022, a geração total de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) foi de aproximadamente 81,8 milhões de toneladas, ou 224 toneladas diárias, com cada brasileiro gerando, em média, 1,043 kg de resíduo por dia (ABRELPE, 2022). Deste total, 93 % (76,1 milhões de toneladas) foram coletados, sendo cerca de 61 % (46,4 milhões de toneladas) dispostos em aterros sanitários - que constituem as unidades consideradas adequadas de destinação - enquanto cerca de 39% (29,7 milhões de toneladas) foram dispostos em lixões e aterros controlados.

Embora seja considerada uma alternativa adequada para a proteção do meio ambiente, a grande quantidade e variedade de resíduos descartados nos aterros provocam a produção de um líquido conhecido como lixiviado. Cerca de 0,2 m<sup>3</sup> de lixiviado são gerados por tonelada de resíduo que, por sua vez, precisam ser drenados, coletados e tratados de forma eficaz a fim de evitar danos ambientais (BRASIL, 2021).

O lixiviado é resultante da interação da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos e da percolação das águas pluviais nos aterros (GOUVEIA, 2012; FILHO; SILVA, 2019; WIJEKOON *et al.*, 2022), e apresenta composição complexa e variável, com altas concentrações de nitrogênio amoniacal/ amônia, matéria orgânica dissolvida (MOD), compostos recalcitrantes, metais e outros poluentes tóxicos (MORAVIA; AMARAL; LANGE, 2013; SILVA *et al.*, 2016).

Assim, a escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários, prioritariamente, deve levar em consideração as características do líquido, que podem variar tanto espacialmente, quanto ao longo do tempo (aterros novos e aterros maduros), devendo-se avaliar, também, aspectos legais, custos e

tecnologias disponíveis (QUEIROZ *et al.*, 2011). Paralelamente, a exigência de um processo de tratamento adequado para lixiviados é enfatizada, uma vez que estes podem comprometer a qualidade dos compartimentos ambientais, com impactos na saúde humana e ambiental.

As técnicas tradicionais para o tratamento de lixiviados em aterros sanitários consistem na recirculação e na transferência para estações de tratamento de esgoto, sendo que a recirculação de lixiviados de aterros sanitários era amplamente empregada nas décadas anteriores devido à sua conveniência e baixo custo operacional (CHAUDHARI; MURTHY, 2010). No entanto, vários ciclos de recirculação podem resultar no acúmulo de substâncias refratárias no lixiviado do aterro, o que dificulta o tratamento posterior desse líquido residual.

Outra solução normalmente utilizada é voltada para o tratamento de lixiviados por mecanismos biológicos (MORAVIA; AMARAL; LANGE, 2013) tais como: lagoas de estabilização aeróbias e anaeróbias, filtros naturais e lodos ativados (KEYIKOGLU *et al.*, 2021). Os processos biológicos são eficazes na redução da matéria orgânica. No entanto, estes são dificultados pelas substâncias tóxicas específicas e/ou pela presença de orgânicos biorrefratários, o que impede a remoção de demanda química de oxigênio (DQO) de lixiviados antigos (TALALAJ *et al.*, 2019).

Geralmente, os processos de tratamento físico-químicos são utilizados como adicionais aos processos biológicos com o intuito de minimizar as substâncias biorrefratárias, que não foram possíveis no processo anterior, assim como garantir o aumento da eficiência do tratamento.

Nesse sentido, os processos de separação por membranas surgem como uma alternativa viável, uma vez que possuem a capacidade de remover uma gama de poluentes conforme o fluxo de alimentação e a finalidade exigida. Em comparação com outros processos convencionais de tratamento, os sistemas baseados em membranas oferecem várias vantagens, tais como: de remover seletivamente contaminantes, maior eficiência no tratamento com maior viabilidade econômica e exigência de menor espaço, devido à sua natureza de compacidade (ZIREHPOUR; RAHIMPOUR, 2016; WU, 2019).

De modo geral, as membranas de nanofiltração (NF) e de osmose inversa (OI) são as mais aplicadas no tratamento de lixiviado de aterro, com a obtenção de um efluente tratado com elevado potencial de reúso (AMARAL *et al.*, 2016).

Apesar do ótimo desempenho das membranas e da qualidade do permeado, o desafio encontrado é a incrustação da membrana. A incrustação da membrana pode afetar o desempenho do processo por meio da redução da eficiência, devido à diminuição de fluxo de permeado e aumento da pressão operacional.

Constantes ciclos de incrustação e, conseqüentemente, a necessidade de limpeza química das membranas, com vista à recuperação de fluxo, ao longo dos anos de operação levam ao desgaste das membranas (SAHUQUILLO; MUNOZ; PEREZ, 2015), ocasionando a diminuição da sua vida útil.

Em decorrência disso, após cerca de 5 a 8 anos, as membranas de OI deixam de atender suas especificações de remoção de sais, sendo descartadas quando o fluxo e a qualidade do permeado são irrecuperáveis (abaixo de 15% de sua condição inicial) (COUTINHO DE PAULA; AMARAL, 2017).

Os módulos de membranas descartados são considerados resíduos inertes, conforme a NBR 10.004/2004 (ABNT, 2004), e geralmente são destinados a aterros sanitários ou incinerados (LAWLER *et al.*, 2012). Daí surge a necessidade de reduzir a eliminação direta das membranas em seu final de ciclo de vida por meio da reciclagem e/ou recuperação (LAWLER *et al.*, 2015; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017). As práticas de recuperação e reciclagem das membranas orientam a manutenção do valor dos materiais e da energia utilizada nos produtos pelo maior tempo possível, assim reduzindo desperdício e a utilização de recursos (LAWLER *et al.*, 2012; LANDABURU-AGUIRRE *et al.*, 2016).

As possibilidades de recuperação e reciclagem de membranas de OI em final de ciclo de vida são alternativas que despertaram interesse em contextos acadêmico e industrial há vários anos. A recuperação consiste em limpezas químicas efetivas das membranas em final de ciclo de vida de modo a remover incrustações existentes, por conseguinte aumentar o fluxo de permeado das membranas, embora elas não

possam, normalmente, serem empregadas no sistema de tratamento original devido à perda de especificação para a retenção de sais. Por sua vez, a reciclagem consiste na degradação da camada seletiva de poliamida aromáticas das membranas de OI, com uso de um agente oxidante (como o hipoclorito de sódio – NaClO), mantendo-se intacta a camada porosa de polissulfona (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017), tendo como resultado membranas recicladas com características e desempenho similares às membranas comerciais de UF ou NF.

Ambos os métodos não interferem na estrutura do módulo da membrana, ou seja, ele é mantido íntegro, e são considerados métodos de baixo custo podendo ser aplicado para fins menos restritos.

Nesse amplo contexto, o presente estudo busca contribuir na busca de uma rota simples de tratamento de lixiviado por meio do desenvolvimento de uma membrana de alta eficiência e de baixo custo, obtida por reciclagem ou limpeza química de recuperação da membrana.

### **1.1 Justificativa**

De acordo com a *International Desalination Association* - IDA (2023), atualmente existem mais de 22.757 usinas de dessalinização em todo o mundo, com uma capacidade instalada global de 107,95 milhões de m<sup>3</sup>/d. O setor tem avançado principalmente na redução do custo da dessalinização, com o surgimento de projetos com o custo estimado de água produzida a U\$0,50/m<sup>3</sup> e a água de reúso indireto entre U\$0,30 a U\$0,40/m<sup>3</sup>. Assim, o setor de dessalinização gera, anualmente, 14.000 toneladas de resíduos de membranas. A expectativa atual é de que até 2025, esse número irá expandir para mais de dois milhões de toneladas de módulos de OI em final de vida por ano (SENÁN-SALINAS *et al.*, 2021).

O uso de alternativas mais sustentáveis das tecnologias de OI pode beneficiar, além do mercado de dessalinização, a sociedade e o meio ambiente. A reutilização/recuperação e a reciclagem de membranas diminuem os impactos causados pelo descarte de seus módulos, buscando aplicar as membranas de baixo custo em processos de separação menos restritivos, havendo possibilidade para

diversas aplicações, tais como: tratamento de água a baixo custo, no pré-tratamento para processos de OI, no tratamento de águas cinzas, no tratamento de águas residuárias na indústria, para operações de tratamento temporário de águas e, ainda, em sistemas descentralizados de tratamento de água e esgoto em zonas rurais.

Ao se optar por essa alternativa, o volume de membranas enviadas para disposição final será reduzido, limitando os custos socioambientais associados, assim contribuindo para uma gestão mais sustentável dos RSU em consonância com os art. 3º, inciso XIV e art. 15, Inciso III da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), que traz as metas de redução, reutilização, reciclagem, dentre outras, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Além disso, os processos de recuperação e de reciclagem de membranas em final de ciclo de vida são considerados economicamente viáveis, haja vista que são simples, de baixo custo e de fácil replicabilidade.

O lixiviado de aterro sanitário em decorrência da complexidade e heterogeneidade em sua composição apresenta desafios para seu tratamento, o que reforça o desenvolvimento de técnicas mais eficientes para o tratamento que atenda aos padrões ambientais e garanta a minimização dos impactos nos compartimentos ambientais e os riscos à saúde humana.

Há vários estudos que reportam o emprego de membranas comerciais novas no tratamento de lixiviado, e geralmente aliadas a outros processos. Entretanto, até o momento não foram identificados estudos voltados para a aplicação de membranas recicladas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Com relação à utilização de membranas recuperadas, para a mesma finalidade, foi identificado apenas um trabalho com essa abordagem (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2020), porém utilizando modelos de membranas diferentes das utilizadas nesse estudo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar o desempenho de membranas de osmose inversa em final de ciclo de vida (OI-FCV) reciclada e recuperada para aplicação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar o efeito das condições de reciclagem por conversão química da membrana de OI-FCV com hipoclorito de sódio comercial (intensidade de contato) destinada à obtenção de membranas recicladas;
- Avaliar o efeito das condições de limpeza química de membranas de OI-FCV destinadas à recuperação efetiva do fluxo de permeado;
- Avaliar a qualidade do permeado (lixiviado tratado) utilizando membranas recicladas e recuperadas;
- Comparar o desempenho das membranas recicladas e recuperadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.



### 3 REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura, ora apresentada, procurou reunir de modo objetivo a problemática do lixiviado gerado nos aterros sanitários e a exigência de seu tratamento adequado, apresentando-se as técnicas comumente empregadas para seu tratamento. Com alternativa de tratamento, discorreu-se sobre os processos de separação por membranas, elencando suas características, funcionamento e aplicações. Por fim, foram apresentadas as limitações das tecnologias de osmose inversa, assim como possibilidades para reciclagem e reutilização de membranas.

#### 3.1 Aterro Sanitário

De acordo com o Panorama de Resíduos Sólidos, referente ao ano de 2022, cerca 61 % (46,4 milhões de toneladas) dos resíduos coletados são dispostos em aterro sanitário – que constituem as unidades adequadas de destinação – enquanto cerca de 39% (29,7 milhões de toneladas) ainda são dispostos em lixões e aterros controlados. Ainda no Brasil, no ano de 2021, foram registrados 669 aterros sanitários e 1.572 lixões (BRASIL, 2021).

Esforços vêm sendo tomados desde o estabelecimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) para o fechamento dos lixões a céu aberto e destinação dos RSU em aterros sanitários. Avanços promissores serão possíveis com a aprovação do Projeto de Lei nº 1516/2019, em tramitação, que torna obrigatório o tratamento do lixiviado gerado por aterros sanitários.

A norma brasileira NBR 8419/1992 (ABNT, 1992), que trata da apresentação de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, define aterro sanitário como a:

“Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário” (ABNT, 1992).

Ainda que a destinação de RSU em aterros sanitários seja considerada ambientalmente adequada, a quantidade e variedade de resíduos descartados nesses locais geram a produção de um líquido conhecido como lixiviado. Considera-se que devido ao seu alto grau de poluição, o lixiviado de aterro sanitário representa risco para o meio ambiente e para a saúde pública, caso descartado no solo ou corpos d'água sem o tratamento adequado.

### 3.1.1 Lixiviado de aterro sanitário

#### 3.1.1.1 Características e composição do lixiviado

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido escuro e considerado altamente poluente, gerado a partir da decomposição de substâncias orgânicas e inorgânicas em diferentes concentrações pela percolação de águas pluviais e pela umidade dos resíduos e/ou umidade gerada nas reações de degradação.

A norma brasileira NBR 8419/1992 (ABNT, 1992), define lixiviado utilizando os termos 'sumeiro ou chorume' como o – líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

O lixiviado é considerado um líquido de características complexas por carregar materiais dissolvidos ou suspensos, proveniente da digestão anaeróbia da matéria orgânica por ação das exoenzimas produzidas pelas bactérias (QUEIROZ *et al.*, 2011).

As características do lixiviado de aterro sanitário podem ser expressas pelas concentrações dos seguintes parâmetros básicos: DQO, DBO, razão DBO/DQO, pH, sólidos suspensos (SS), amônia, Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK) e metais traços (TENG *et al.*, 2021; ANQUI *et al.*, 2020; LANGE *et al.*, 2020). Tais características podem apresentar diferenças consideráveis a depender do tipo e grau de estabilização dos resíduos sólidos, idade do aterro, bem como as variações climáticas sazonais (KOŠUTIŤ *et al.*, 2014; PERTILE *et al.*, 2018).

Dentre os fatores que afetam as características e propriedades do lixiviado, a idade do aterro é considerada um fator determinante. De acordo com Miao *et al.* (2019), o

lixiviado de aterro pode ser dividido em três categorias conforme a idade do aterro: i) jovem (< 5 anos), intermediário (5 a 10 anos) e antigo (> 10 anos).

Parâmetros como DQO, amônia e cloreto tendem a se apresentar em menores proporções nos lixiviados com o avanço da idade do aterro (LEBRON *et al.*, 2021).

O lixiviado de aterros antigos apresentam altas concentrações de nitrogênio amoniacal devido à hidrólise e fermentação da fração nitrogenada de substratos biodegradáveis; outrora nos aterros jovens devido à desaminação de aminoácidos durante a destruição de compostos orgânicos (TALALAJ *et al.*, 2019). A variação de nitrogênio amoniacal com o tempo deve ser considerada à medida que pode ter implicações importantes no tratamento de lixiviados.

Os valores de pH do lixiviado tendem a aumentar conforme o envelhecimento do aterro, devido ao consumo de ácidos gerados (WIJEKOON *et al.*, 2022). Lixiviados de aterro jovens são compostos principalmente de matéria orgânica hidrofílica de baixo peso molecular, com baixo valor de pH e alto índice de biodegradabilidade (DBO/DQO), enquanto os lixiviados de aterros antigos apresentam ácidos húmicos e fúlvicos de alto peso molecular, o que resulta em um valor de pH elevado e baixo índice de biodegradabilidade (TENG *et al.*, 2021). No entanto, é possível observar que o mesmo não ocorre para os aterros do estado de Minas Gerais, que apresentam pouca variação nos valores de pH quando comparados aterros jovens e antigos (COSTA *et al.*, 2019).

A composição e a razão DBO/DQO é usada como medida de biodegradabilidade do lixiviado, que por conseguinte mudam de acordo com a idade do aterro (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2022; TALALAJ *et al.*; 2019). Por exemplo, o lixiviado produzido em aterros jovens apresentam valores de relação DBO/DQO maiores, pois uma fração considerável da DQO corresponde a ácidos graxos voláteis; enquanto que em aterros antigos esses valores reduzem, pois a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada (TALALAJ *et al.*, 2019; LANGE; AMARAL, 2009).

A concentração de metais traços é geralmente baixa nos lixiviados, estando presentes os seguintes: Zinco (Zn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo

(Cr) e Cádmió (Cd), metais e metalóides como Arsênio (As), Selênio (Se), Mercúrio (Hg) e Cobalto (Co). A concentração pode apresentar ligeira variação, durante a fase inicial de degradação, devido ao baixo valor de pH observado nessa fase, que leva a uma alta solubilidade do metal (WIJEKOON *et al.*, 2022). As concentrações de metais traços tendem a diminuir à medida que o aterro envelhece, em razão do aumento do valor de pH, e conseqüentemente a redução da solubilidade de metais (TENG *et al.*, 2021).

Em geral, os lixiviados brasileiros apresentam alta concentração de matéria orgânica. No entanto, Costa *et al.* (2019) em estudo sobre aterros brasileiros identificaram que cidades como Belo Horizonte, apresentaram baixas concentrações de material biodegradável ou orgânico (DBO), indicando que a maior fração de material orgânico presente nesses aterros é composta por compostos recalcitrantes (por exemplo, húmicos e ácidos fúlvicos). De acordo com os autores tal fato pode ser explicado devido esses aterros serem antigos, e conseqüentemente a biodegradabilidade do material do aterro diminui com o tempo. Os mesmos autores, constaram também baixas concentrações de metais traços nos lixiviados de aterros sanitários no Brasil, devido à baixa solubilidade dos metais em pH alcalino.

Na Tabela 1 são apresentadas as principais características físico-químicas do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário.

Tabela 1- Variações nas características físico-químicas do lixiviado de aterro sanitário em relação à idade do aterro

Parâmetros	Idade dos aterros (anos)			Minas Gerais / Brasil (idade)	
	0 – 5 (jovem)	5-10 (intermediário)	10-20 (antigo)	1,7 – 2,1 (Min. – Máx)	7,2 – 14,4 (Min. – Máx)
pH	3 – 6	6 – 7	> 7,5	6,2 – 8,3	7,3 – 8,4
DBO (mg/L)	10.000 – 25.000	1.000 – 4.000	50 – 1.000	1 – 7.068	1 – 12.766
DQO (mg/L)	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	164 – 17.440	576 – 21.137
DBO /DQO	0,6 – 0,7	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	<0,006 – 0,3	<0,002 – 0,3
Biodegradabilidade	Média – Alta	Média	Baixa	Baixa	Baixa
Amônia (mg/L)	1.500 – 4.500	400 – 800	75 – 300	–	–
NTK (mg/L)	1.500 – 4.250	250 – 700	50 – 200	21,1 – 1.120	133 – 2.808
Cloreto (mg/L)	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 – 500	–	–
Fósforo (mg/L)	100 – 300	10 – 100	–	–	–
Alcalinidade (mg/L)	8.000 – 18.000	4.500 – 6.000	–	–	–
Condutividade (mS/cm)	15 – 41,5	6,0 – 14,0	–	677 – 14.590	3.920 – 25.630
Sulfato (mg/L)	500 – 2.000	200 – 1.000	50 – 200	–	–
Ferro (mg/L)	500 – 1.500	500 – 1.000	100 – 500	–	–
Zinco (mg/L)	100 – 200	50 – 100	10 – 50	–	–
Metais Traços (mg/L)	>2	<2	<2	<3,88	<1,6
Sólidos Dissolvidos Totais - SDT (mg/L)	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	70 – 5.885	310 – 3.480

Fonte: Adaptado de Lange *et al.* (2020)

Outro fator importante a ser considerado são as variações climáticas sazonais. Devido às temperaturas mais elevadas, no período de verão, o lixiviado apresenta concentrações menores dos parâmetros DQO e COT, sendo que maiores concentrações para parâmetros como o pH, a condutividade elétrica, o nitrogênio total e amoniacal, são observadas no inverno (ZHAO *et al.*, 2013; TENG *et al.*, 2021). Em contrapartida, o potencial de oxidação-redução e as concentrações de metais, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis não apresentam variação sazonal significativa (ZHAO *et al.*, 2013). Para Teng *et al.* (2021), a MOD presente nos lixiviados contém uma maior proporção de estrutura aromática no verão, devido à maior eficiência da biodegradação do aterro sob condições de temperatura mais altas.

Em decorrência da composição complexa e variável do lixiviado, o desafio para tratar esse líquido residual é enfatizado. Prioritariamente, o tratamento de lixiviados envolve a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, além de outros componentes tóxicos por conseguinte, como pré-requisito fundamental para atender aos critérios de lançamento de lixiviados em corpos d'água receptores (COSTA *et al.*, 2019).

Assim, é enfatizada a necessidade da escolha de um tratamento adequado a depender das características do líquido e dos requisitos de qualidade exigidos para o descarte.

### **3.2 Legislações sobre padrões de lançamento de efluentes**

No âmbito federal, as condições e os padrões de lançamento de efluentes são estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005), que é complementada e alterada pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (CONAMA, 2011).

Em âmbito estadual, o estado de Minas Gerais é considerado um dos pioneiros na elaboração de norma que regulamenta o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Recentemente, o estado de Minas Gerais através do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH regulamentou a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 8, de 21 de novembro de 2022 (DN COPAM/

CERH 8/2022) que dispõe sobre a — classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (COPAM, 2022).

A Tabela 2 apresenta os padrões de lançamentos de efluentes dos principais parâmetros, conforme as legislações nacional e estadual.

**Tabela 2 - Padrões de lançamentos de efluentes dos principais parâmetros, conforme as legislações nacional e estadual**

Parâmetros	Resolução CONAMA n° 430 /2011	DN COPAM/CERH n° 8/2022
pH	5-9	5-9
Temperatura (°C)	< 40, com variação de temperatura <3 na zona de mistura	< 40, com variação de temperatura <3 na zona de mistura
DBO	60%	60 mg/L*
DQO (mg/L)	-	180**
Materiais flutuantes	Ausente	Ausente
Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L)	20	20
Sólidos em suspensão totais (mg/L)	-	100
Sólidos sedimentáveis (mL/L.h)	1	1

Notas: \* tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários; \*\*tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para sistemas de lixiviados de aterros sanitários.

Nesse sentido, o uso de tecnologias que realizem o tratamento adequado de lixiviado de aterro sanitário, com foco no atendimento aos padrões de lançamentos de efluentes, preconizados pelas legislações ambientais, é evidenciado.

### 3.3 Tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Os tratamentos mais utilizados para lixiviados de aterros sanitários podem ser categorizados como processos biológicos e físico-químicos.

Os tratamentos biológicos (aeróbicos e anaeróbicos), geralmente, são eficazes na remoção de nitrogênio e orgânicos biodegradáveis, enquanto os sistemas físico-químicos removem substâncias não biodegradáveis, sais e metais traços. Assim, os processos de tratamento físico-químicos são utilizados como complementares aos

processos biológicos com o intuito de eliminar substâncias biorrefratárias, que não foram possíveis no processo anterior, assim como garantir o aumento da eficiência do tratamento.

O tratamento biológico aplicado ao lixiviado geralmente ajuda a remover uma alta concentração de DBO, de substâncias orgânicas e nitrogenadas (ANQUI *et al.*, 2020), sendo geralmente utilizados para tratar lixiviados jovens de aterros sanitários que apresentam alta biodegradabilidade (TENG *et al.*, 2021). Além disso, se mostra eficaz na remoção de matéria orgânica de lixiviados que apresentam relação DBO/DQO superior a 0,5 (YAO, 2013). Dentre os processos biológicos, os mais utilizados são: lagoa de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos e biorreatores com membranas.

Os processos físicos-químicos mais utilizados no tratamento de lixiviado são: coagulação/floculação, precipitação, *air stripping*, adsorção, processo de separação por membranas e processos oxidativos avançados.

A Tabela 3 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos processos mencionados.



**Tabela 3 - Processos de tratamentos, convencionais, biológicos e físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, apresentando suas vantagens e desvantagens.**

<b>Tipo de tratamento</b>	<b>Tecnologia</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Biológicos	Lagoas de estabilização	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Baixo custo de instalação e operação</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Baixa eficiência</li> <li>✗ Necessidade de combinação a outros processos para atingir os padrões de lançamentos</li> <li>✗ Grande variação de eficiência</li> <li>✗ Requerimento de área elevado</li> <li>✗ Sensibilidade a mudanças de temperatura</li> <li>✗ Dificuldade na separação do lodo.</li> </ul>
	Lodos Ativados	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Tratamento mais intensivo que lagoas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Sensível a variação da característica do lixiviado</li> <li>✗ Inibição microbiana devido à alta concentração de nitrogênio amoniacal</li> </ul>
	Filtros biológicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Facilidade de operação</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Problemas de entupimento, caso elevada carga orgânica Inibição bacteriana de nitrificantes uma vez que a parte superior do filtro recebe mais amônia.</li> </ul>
	Biorreatores com membranas	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Maior tempo de retenção de lodo</li> <li>■ Separação do lodo eficiente</li> <li>■ Tratamento intensivo</li> <li>■ Menor demanda de área</li> <li>■ Elevada robustez</li> <li>■ Técnica consolidada</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Propensão à incrustação das membranas</li> </ul>
Físico - Químicos	Coagulação-Floculação	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Baixo custo</li> <li>■ Alta eficiência</li> <li>■ Melhor empregada como pré-tratamento aos processos biológicos e/ou polimento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Geração de lodo excessivo</li> <li>✗ Poluição secundária</li> <li>✗ pH dependente</li> </ul>
	Adsorção	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Custo-benefício</li> <li>■ Alta eficiência.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Regeneração de adsorventes</li> <li>✗ Alto consumo de adsorventes.</li> </ul>
	Precipitação	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Baixos custos operacionais</li> <li>■ Permite a recuperação de subprodutos na forma de fertilizantes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Baixa eficiência de remoção de COD</li> <li>✗ Eficiência do processo condicionada a faixas estreitas de pH</li> <li>✗ Demanda elevada por agentes precipitantes</li> <li>✗ Geração de lodo excessivo</li> </ul>

	Air Stripping	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Processo simples</li> <li>■ Processos eficientes na remoção de amônia, ainda que em elevadas concentrações iniciais</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Baixa eficiência para remoção de DQO;</li> <li>✗ A eficiência do processo está condicionada a temperaturas e valores de pH elevados;</li> <li>✗ Elevada demanda energética e por insumos químicos</li> </ul>
	Processos de Separação por Membranas	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Alta eficácia</li> <li>■ Baixo custo</li> <li>■ Simples requisitos de equipamentos</li> <li>■ Condições brandas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Incrustação da membrana</li> <li>✗ Produção de concentrado de lixiviado da membrana</li> </ul>
	Processos Oxidativos Avançados	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Eficazes na degradação de compostos recalcitrantes</li> <li>■ Menores custos operacionais, caso empregados como pré-tratamento ou polimento;</li> <li>■ Eficazes no aumento da biodegradabilidade do lixiviado.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✗ Elevada demanda energética e por insumos químicos</li> <li>✗ Possibilidade em formar subprodutos de maior toxicidade.</li> </ul>

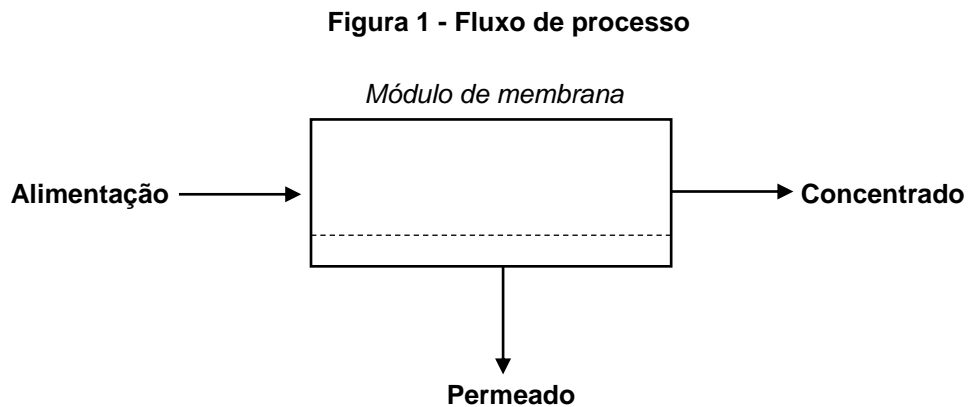
Fonte: Lange *et al.* (2020); Teng *et al.* (2021)

### 3.4 Processos de Separação por Membranas

A primeira aplicação significativa da tecnologia de membrana é datada por volta de 1950, no final da Segunda Guerra Mundial, em teste de água potável para atendimento de grandes comunidades na Alemanha e outros lugares na Europa, em decorrência da quebra do sistema de abastecimento existente e necessidade de filtros para testar a segurança da água a ser consumida (BACKER, 2004). As tecnologias membranas traziam consigo desafios que impossibilitavam seu uso: pouco confiáveis, muito lentas, pouco seletivas e demasiadamente caras. Tais limitações vieram sendo superadas até os dias atuais. Vários avanços foram feitos para melhorar a estabilidade da membrana. Em 1980, tecnologias de membranas foram estabelecidas como processos com grandes plantas instaladas em todo o mundo.

### 3.4.1 Conceito de membrana e suas principais aplicações

De acordo com Zirehpour e Rahimpour (2016), as membranas são barreiras seletivas que separam duas fases distintas, permitindo a passagem de determinados componentes e a retenção de outros. Os processos de membrana são operações contínuas em estado estacionário que consistem em três fluxos: fluxos de alimentação, concentrado (ou retido) e permeado (produto). A Figura 1 apresenta os fluxos do processo.

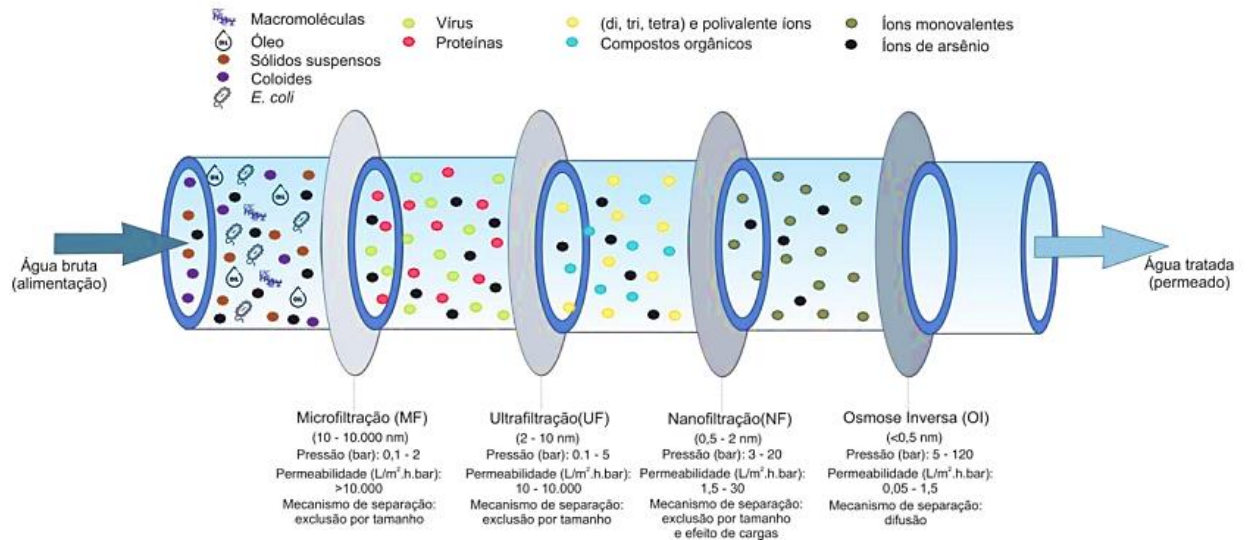


Fonte: Adaptado de Backer (2004)

As membranas podem ser classificadas como porosas e densas (não porosas), com base no mecanismo pelo qual a separação é realmente alcançada. As membranas porosas separam as substâncias mecanicamente por exclusão de tamanho dos poros, enquanto as membranas densas dependem das interações físico-químicas entre os componentes que as permeiam e seu material, o que resulta em uma maior seletividade (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; ZIREHPOUR; RAHIMPOUR, 2016).

Os processos de separação por membranas, acionados por pressão, podem ser divididos em quatro categorias superpostas de seletividade incremental: microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI). A Figura 2 ilustra as principais características dos diferentes tipos de membranas.

**Figura 2 - Representação esquemática dos processos de separação por membranas**



Fonte: Lange *et al.* (2020)

Os processos de separação por membranas podem ser aplicados para a dessalinização da água do mar e da água salobra, tratamento de águas residuais, remoção de substâncias tóxicas da água potável e produção de água ultrapura para a indústria farmacêutica (MOSLEHYANI *et al.*, 2019). Essas tecnologias podem remover uma ampla gama de micropoluentes orgânicos, a depender do composto a ser removido e das propriedades da membrana usada, com eficiências de remoção variando de 99% a menos de 50%, conforme o tipo de especificação da membrana e a finalidade exigida de tratamento (ZIREHPOUR; RAHIMPOUR, 2016).

A filtragem por UF, NF e OI pode ser empregada para a remoção de partículas coloidais, turbidez, matéria orgânica dissolvida e microorganismos (MOSLEHYANI *et al.*, 2019).

A membrana de UF pode remover partículas e macromoléculas na faixa de 0,02  $\mu\text{m}$  a 1 nm, com pressão operacional típica mais baixa, na faixa de 1 a 10 bar, para reter solutos maiores (MOSLEHYANI *et al.*, 2019). No entanto, apresenta menor eficácia na remoção de matérias orgânicas de baixo peso molecular. A depender do tamanho dos poros da tecnologia de UF pode ser aplicada em processos de

separação essenciais, como filtração de suspensões coloidais, e tratamento de águas residuais industriais.

As membranas NF são potentes na separação de sais inorgânicos e pequenas moléculas orgânicas (MOHAMMAD *et al.*, 2015). As membranas NF se distinguem das membranas OI por apresentar as seguintes características: baixa rejeição de íons monovalentes, alta rejeição de íons divalentes e maior fluxo em comparação com membranas OI. As membranas NF apresentam propriedades entre a membrana UF e a membrana OI (MOHAMMAD *et al.*, 2015).

A tecnologia de OI é aplicada principalmente na dessalinização, desmineralização e recuperação de águas residuais, enquanto as membranas de NF são utilizadas na remoção de matéria orgânica e dureza de águas superficiais e subterrâneas (TANG; CHONG; FANE, 2011).

#### 3.4.2 Tecnologias de membrana utilizadas no tratamento de lixiviado

Dentre os processos de tratamento de água e efluentes comumente usados, a separação por membrana é, provavelmente, a tecnologia mais eficiente disponível. No entanto, a necessidade de pré-tratamento do lixiviado e a limpeza da membrana estão entre os protocolos mais eficazes para garantir a eficácia na utilização das membranas (ALFAIA *et al.*, 2023).

Os processos de separação por membrana, como NF e OI se destacam por garantir a remoção eficiente de macro e micropoluentes dos sistemas de tratamento existentes. No entanto, somente a combinação de pré-tratamento – físico, químico ou biológico – e separação por membrana permite um tratamento eficiente de lixiviados de aterros sanitários. O Quadro 1 apresenta alguns trabalhos que utilizaram membranas juntamente com outros tipos de tratamento no tratamento de lixiviado.

Quadro 1 – Trabalhos que utilizaram membranas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Tecnologias	Características do Lixiviado	Resultados Obtidos - Remoção	Referências
Reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) + UF + OI	DQO = 1780 mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> e CE= 9,8 mS/m	DQO: 96,85% e CE: 87,8%	Bohdziewicz e Kwarciak (2008)
Coagulação/floculação + Biorreator de Membranas (BRM) + OI	DQO = 440 mg·L <sup>-1</sup> ; CE= 7,40 mS/cm	DQO: 99,2% e CE: 99%	Hasar <i>et al.</i> (2009)
Lodo ativado + OI	-	DQO: 99,5%, SDT: 98,2 %, amônia: 98% e cloreto: 99%	Li <i>et al.</i> (2009)
Eletrocoagulação + NF	COT= 635,8 mg·L <sup>-1</sup> ; nitrogênio total= 918,3 mg·L <sup>-1</sup> ; turbidez=39,1 NTU	COT: 90-93%, turbidez: 99% e Nitrogênio Total: 16,2%.	Mariam e Nghiem (2010)
BRM + NF	DQO= 18.685 mg·L <sup>-1</sup> e NTK= 2.075 mg·L <sup>-1</sup>	DQO: 84,49% e NTK: 66,77%	Insel <i>et al.</i> (2013)
BRM + OI	DQO= 18,685 mg·L <sup>-1</sup> e NTK= 2.075 mg·L <sup>-1</sup>	DQO: 90,69% e NTK: 95%	Insel <i>et al.</i> (2013)
NF	-	Cor: 94%	Wang <i>et al.</i> (2014)
RAFA + OI	-	DQO: 95,4%, amônia:88,7% e cloreto: 85,4%.	Bohdziewicz e Kwarciak (2015)
Air Stripping + BRM + NF	-	DQO: 88%, amônia: 95% e cor:100%.	Amaral <i>et al.</i> (2016)
UF	DQO=493,3 mg·L <sup>-1</sup> ; turbidez=102,7 NTU; cor=1771,7 uC; Sólidos Totais=3207,5 mg·L <sup>-1</sup>	DQO: 43%, turbidez= 86%, cor=73%, sólidos totais: 43%	Saldanha <i>et al.</i> (2016)
BRM + NF	-	Cor: 99,9%, DQO: 88% e amônia: 92%	Reis <i>et al.</i> (2020)
Fenton + MF + NF	-	Cor: 95%, DQO: 95% e amônia: 80%	Reis <i>et al.</i> (2020)
Reator de Batelada de Sequenciamento + OI	CE=17,9 mS/cm; SDT=10.800 mg/L; DQO= 3.720 mgO <sub>2</sub> /L; amônia=910 mg/L e cloreto=2.490 mg/L	Utilizando pH 8,0 e 9,3: CE, SDT, DQO, amônia e cloreto: 99,1 % / 99,6 %; 98,1 % / 99,5 %; 99,7 % / 99,0 %; 99,3% / 95,5%; 98,5% / 99,5%, respectivamente.	Talalaj (2022)

Fonte: Autora (2023)

Moravia (2010) observou que bons resultados na remoção de contaminantes podem ser obtidos utilizando os Processos de Separação por Membranas (PSM) como polimento final no tratamento de lixiviado, gerando permeados capazes de atender as legislações ambientais e os padrões de lançamento de efluentes.

### **3.5 Tecnologia de Osmose Inversa**

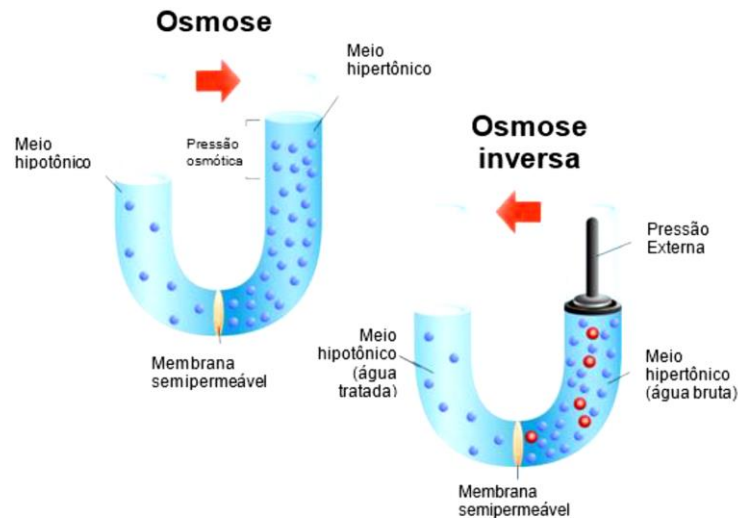
Nas últimas décadas, a técnica de dessalinização tornou-se uma fonte alternativa cada vez mais importante de água limpa. A dessalinização de água, que consiste no processo de remoção de sais e minerais dissolvidos de água salina ou salobra para produzir água potável, vem se tornando uma solução promissora para superar a demanda por água (ALKAISI; MOSSADB; SHARIFIAN-BARFOROUSA, 2017; QUASIM *et al.*, 2019).

O uso de tecnologias de dessalinização vem aumentando expressivamente e uma grande proporção disso tem sido plantas baseadas em membranas. Dentre elas, a tecnologia de Osmose Inversa (OI) é a mais utilizada na dessalinização em escala mundial (SENÁN-SALINAS *et al.*, 2021).

A tecnologia de Osmose Inversa (OI) é considerada a única tecnologia de filtração com capacidade de remover com elevada eficiência todo o espectro de íons metálicos, soluções salinas e compostos orgânicos (MOREIRA; CARVALHO, 2017), apesar de demandar altas pressões de operação.

O processo de osmose consiste na separação de duas soluções de diferentes concentrações por meio de uma membrana semipermeável, no qual o solvente (água) flui da solução diluída para a solução concentrada até que as concentrações de duas soluções se tornam iguais. Já a osmose inversa é o processo de forçar um solvente de uma região de alta concentração de soluto através de uma membrana semipermeável para uma região de baixa concentração de soluto aplicando uma pressão em excesso da pressão osmótica (AHUCHAOGU *et al.*, 2018). A Figura 3 apresenta a representação esquemática do processo de osmose e osmose inversa.

**Figura 3 - Representação esquemática do processo de osmose versus osmose inversa**



Fonte: Aguilar (2021)

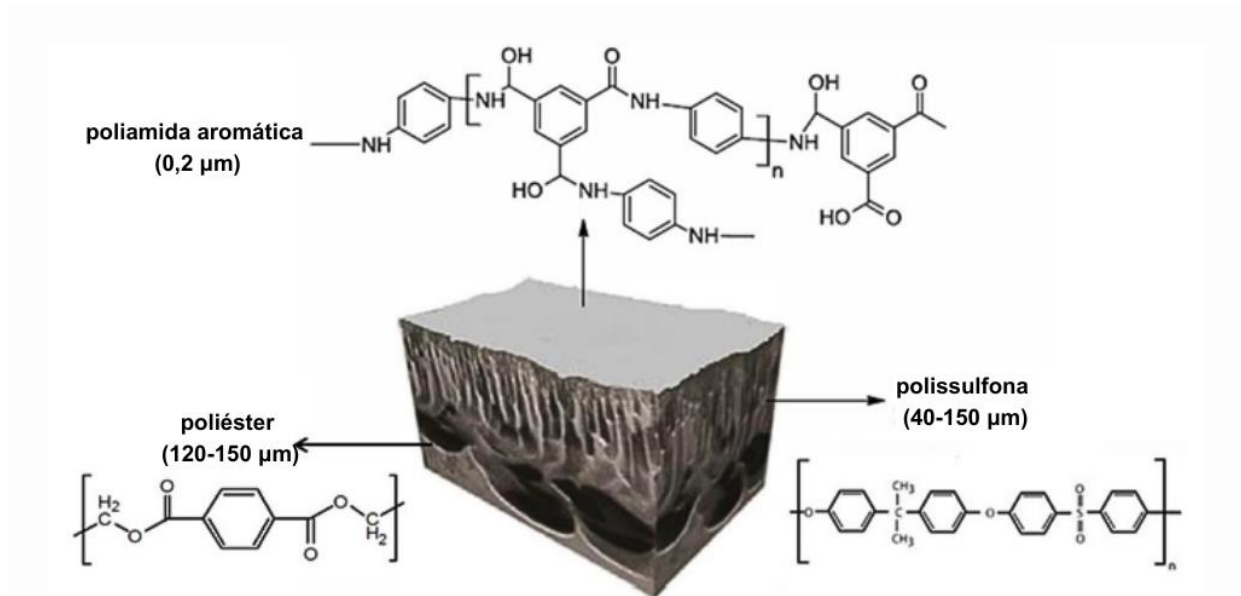
Conforme Moreira; Carvalho (2017), os sistemas de OI baseiam-se na “utilização de membranas semipermeáveis, usualmente de poliamida, para filtração de correntes aquosas sob elevada pressão, de forma que haja a remoção dos sais existentes”.

As membranas de Compósito de Filme Fino (CFF) são consideradas as mais eficientes e as mais utilizadas para a técnica de dessalinização, pois contém uma grande superfície de membrana em pequeno espaço (MARTINEZ *et al.*, 2015). As membranas de CFF apresentam maior permeabilidade à água, maior seletividade e maior tolerância à incrustação a uma ampla faixa de temperatura e pH (ISMAIL *et al.*, 2015; LI; YANG; WANG, 2016).

A membrana CFF é formada por três camadas: camada ativa de poliamida aromática (PA) na superfície superior, camada intermediária microporosa de polissulfona e camada suporte mais espessa de poliéster (tereftalato de polietileno) (AGUILAR, 2021; ISMAIL *et al.*, 2015). A Figura 4 ilustra as camadas da membrana CFF.



Figura 4 - Estrutura das membranas tipo CFF de poliamida aromática



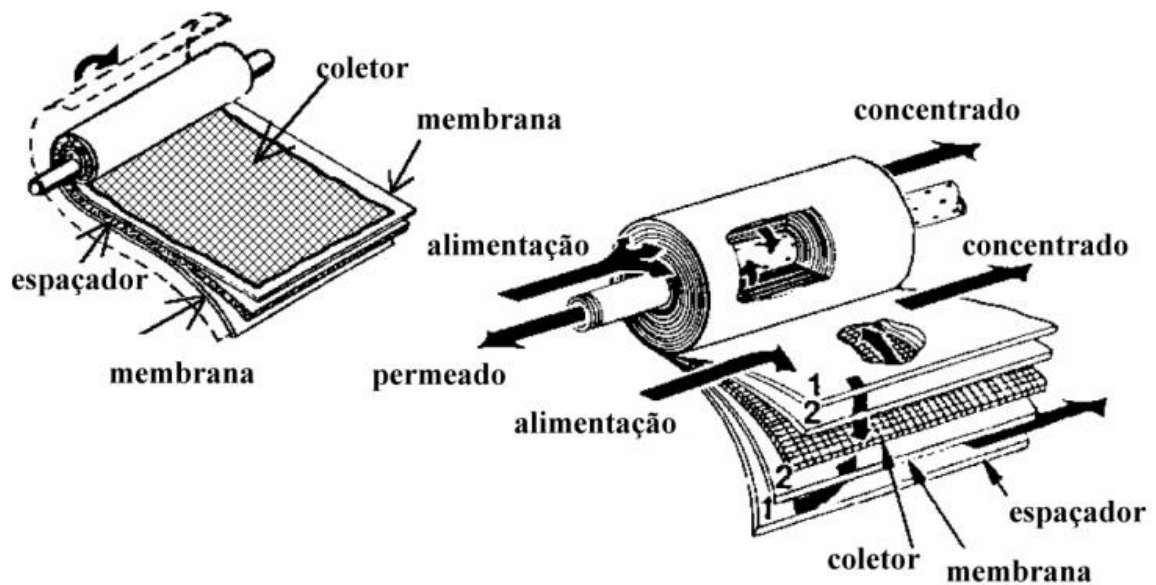
Fonte: Adaptado de Ismail *et al.* (2015); Ng *et al.* (2021)

Destacam-se por sua capacidade de controle independente da camada da membrana e otimização para alcançar seletividade e permeabilidade desejadas, oferecendo excelente resistência mecânica e resistência à compressão (LAU *et al.*, 2012). Ng *et al.* (2021) consideram que apesar das membranas CFF apresentarem capacidade de gerar água de alta qualidade, essas membranas são vulneráveis a incrustações e ao ataque de cloro livre.

Quatro configurações principais de módulos são aplicadas em escala industrial: fibra oca, placa e quadro, tubular e espiral (QASIM *et al.*, 2019). No uso prático de membrana de OI, a configuração de módulo em espiral é geralmente selecionada, com o objetivo de aumentar a área da membrana em um espaço reduzido e conferir ao módulo resistência à alta pressão (SCHWINGE *et al.*, 2004). E por apresentarem bom equilíbrio entre facilidade operacional, controle de incrustação, taxa de fluxo de permeado e densidade de empacotamento das membranas (HAIDARI; HEIJMAN; VAN, 2018).

O módulo espiral é composto de envelopes de membrana, espaçadores de alimentação e espaçadores de permeado que são enrolados em espiral ao redor do tubo central de permeado (HAIDARI; HEIJMAN; VAN, 2018; BARTELS; HIROSE; FUJIOKA, 2007; HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006), conforme ilustrado na Figura 5. O conjunto é selado externamente com resina epóxi.

**Figura 5 – Módulo Espiral utilizando membranas planas**



Fonte: Habert; Borges; Nobrega (2006)

A principal limitação para esses processos de membrana é a formação de uma camada de incrustação (OKAMOTO; LIENHARD, 2019; MOSLEHYANI *et al.*, 2019), produzida como consequência da remoção de matéria dissolvida e partículas presentes na corrente de alimentação, que pode levar a uma perda progressiva do fluxo de permeado (MARTINEZ *et al.*, 2015).

### 3.5.1 Incrustações da membrana

De acordo com Liu *et al.* (2000), a incrustação da membrana se refere ao “declínio do fluxo de um filtro de membrana causado por pelo acúmulo de determinados constituintes na água de alimentação na superfície ou na matriz da membrana”. A incrustação é normalmente o resultado de uma forte interação entre a membrana e os componentes no fluxo de alimentação.

A incrustação da membrana depende de vários fatores, como a qualidade da água de alimentação, as características da membrana e as condições operacionais (AHMED; AHMIN; MOHAMED, 2023).

Fortunato e colaboradores (2020) e Talalaj (2022) destacam que, geralmente, a incrustação ocorre devido à deposição indesejada de materiais na superfície ou dentro dos poros da membrana.

Para minimizar a incrustação da membrana e aliviar seus impactos negativos, torna-se importante entender os tipos de incrustação, mecanismos de incrustação e os fatores que podem afetar o fenômeno de incrustação.

A depender da natureza do soluto e das interações soluto-membrana, a incrustação pode ser de quatro tipos: incrustação coloidal (*fouling*), incrustação orgânica (*organic fouling*), incrustação inorgânica (*scaling*) e bioincrustação/biofilme (*biofouling*).

A incrustação coloidal é influenciada pelo tamanho das partículas na faixa coloidal, forma, carga e interação com íons dos coloides (FORTUNATO *et al.*, 2020; SHAHID *et al.*, 2020), sendo formada por compostos inorgânicos pouco solúveis, como silicato de alumínio, sílica, óxidos/ hidróxidos de ferro, argilas, colóides, areia e lodo (TANG; CHONG; FANE, 2011; OKAMOTO; LIENHARD, 2019).

A incrustação orgânica representa o acúmulo de material coloidal e particulado, macromoléculas orgânicas, como polissacarídeos, compostos fúlvicos (ácido fúlvico e ácido húmico) e proteínas (TANG; CHONG; FANE, 2011).

A incrustação inorgânica está altamente ligada à solubilidade e precipitação de alguns minerais (FORTUNATO *et al.*, 2020; SHAHID *et al.*, 2020; FARHAT *et al.*, 2012), e ocorre pela deposição compostos inorgânicos supersaturados, como carbonato de cálcio, carbonato de magnésio, sulfato de magnésio e sílica (FARHAT *et al.*, 2012; TANG; CHONG; FANE, 2011)

A bioincrustação é devido à formação de um biofilme na superfície da membrana (FORTUNATO *et al.*, 2020; SHAHID *et al.*, 2020) que ocorre devido a proliferação de algas e micro-organismos e o crescimento de bactérias (TANG; CHONG; FANE,

2011). A bioincrustação da membrana pode afetar gravemente o fluxo e a rejeição da membrana, fornecendo uma camada limite estagnada próxima à superfície da membrana, o que aumenta a polarização da concentração.

A incrustação da membrana leva à diminuição do fluxo de permeado e ao aumento da pressão transmembrana (TALALAJ, 2022), conseqüentemente, leva ao aumento do consumo de energia para o mesmo volume de água tratada e a perda de seletividade (MARTINEZ *et al.*, 2015).

Com relação aos mecanismos de incrustação, estes podem ocorrer em diferentes momentos durante a operação, no estágio inicial ou no final da membrana. A incrustação inorgânica, geralmente, ocorre no estágio final, quando a concentração do componente inorgânico ultrapassa o limite de solubilidade; a incrustação coloidal, no estágio inicial, quando as forças de arrasto são comparativamente altas; a incrustação orgânica surge fortemente no início da operação, mas também pode acontecer no final; e por fim a bioincrustação ocorre em qualquer estágio de filtração (TAWALBEH *et al.*, 2023). Ressalta-se que os diferentes tipos de incrustações também podem ocorrer simultaneamente.

Nos sistemas de OI, os mecanismos e conseqüências da incrustação podem ser apontados: (a) na incrustação inorgânica em decorrência da queda de componentes iônicos da solução de alimentação e cristalização ou fixação na superfície da membrana, sendo o carbonato de cálcio e o sulfato de cálcio, os contaminantes inorgânicos mais comuns, tendo como conseqüência, declínio de fluxo da água e rejeição de sal, e necessidade de aumento de pressão; (b) na incrustação orgânica devido à matéria orgânica, o que pode levar a um declínio permanente no fluxo de água, bem como o aumento na passagem de sal através da membrana; (c) na bioincrustação pelo crescimento e deslocamento de microrganismos na superfície da membrana, o que pode não ser facilmente reversível, resultando em perda severa de desempenho e produtividade, tais como: declínio permanente do fluxo de permeado, aumento na passagem de sal (devido ao aumento da polarização), aumento da pressão diferencial e, degradação da membrana; e na incrustação coloidal pela deposição de coloides que interfere no desempenho da membrana devido a necessidade de aumento da polarização de concentração, aumento da

resistência hidráulica, e aumento de pressão operacional para garantir um fluxo constante (AHMED; AHMIN; MOHAMED, 2023; TAWALBEH *et al.*, 2023; MATIN *et al.*, 2021).

A incrustação inorgânica é observada em membranas utilizadas na dessalinização de água salobra e água do mar. A incrustação orgânica ocorre em processos de dessalinização da água do mar, bem como na recuperação de águas residuais. A bioincrustação é a maior preocupação no tratamento e reutilização de águas residuais, seguida pela dessalinização da água do mar. Nos processos de dessalinização de água, em relação a ocorrências desses tipos de incrustações, a incrustação inorgânica é considerada a mais comum, seguida da orgânica e da bioincrustação (AHMED; AHMIN; MOHAMED, 2023)

A incrustação inorgânica é uma das principais preocupações das membranas de OI e NF, considerando que estas rejeitam espécies inorgânicas, que por sua vez formam uma camada concentrada nas proximidades da interface membrana-líquido - um fenômeno conhecido como "polarização de concentração" (LIU *et al.*, 2000).

Dentre as abordagens de controle de incrustação, o pré-tratamento da alimentação, conforme Lejarazu-Larrañaga *et al.* (2022), permite a eliminação dos principais incrustantes, evitando efetivamente a ocorrência de incrustações nas membranas de OI. Alguns métodos de pré-tratamento podem ser adotados, tais como: adição de antiincrustantes, coagulação-floculação, filtração e desinfecção, e também técnicas baseadas em membranas (ANIS; HASHAIKEH; HILAL, 2019).

Lejarazu-Larrañaga *et al.* (2022) destacam que os métodos de pré-tratamento baseados em membranas que usam membranas MF, UF ou NF são econômicos e têm alto desempenho na redução da substituição da membrana de OI.

### 3.5.2 Vida útil e descarte de membranas

As membranas de OI são compósitas, de base polimérica e se desgastam devido aos constantes ciclos de incrustação (*fouling*) e deterioração do desempenho das membranas (LEJARAZU-LARRAÑAGA *et al.*, 2022; SAHUQUILLO, *et al.*, 2015). Em decorrência disso, elas possuem uma vida útil entre 5 e 8 anos, sendo

descartadas quando o fluxo e a qualidade do permeado são irrecuperáveis (abaixo de 15% de sua condição inicial) (COUTINHO DE PAULA e AMARAL, 2017), gerando uma quantidade cada vez maior de resíduos.

Assim, o setor de dessalinização gera, anualmente, 14.000 toneladas de resíduos de membranas. A expectativa atual é de que até 2025, esse número irá expandir para mais de dois milhões de toneladas de módulos de OI em final de vida por ano (SENÁN-SALINAS *et al.*, 2021).

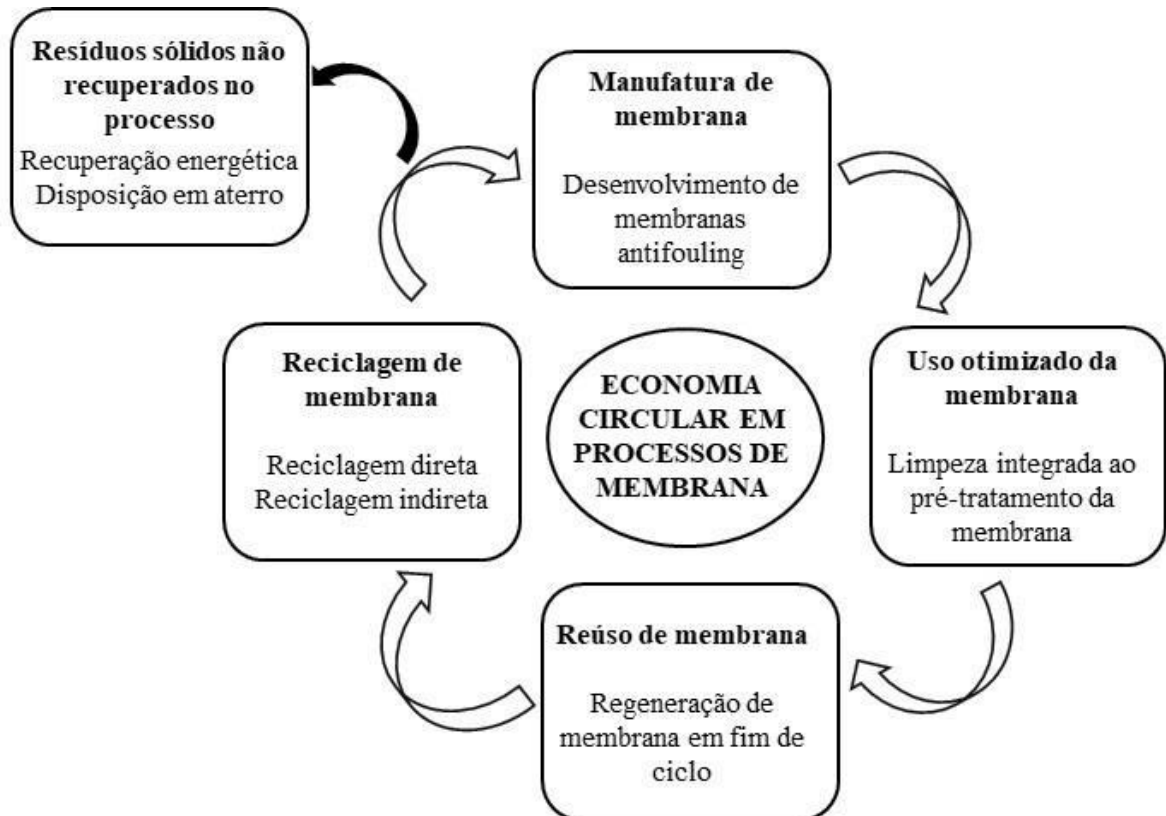
No Brasil, estima-se uma geração total de 1800 toneladas de módulos descartados até 2025 (GROSSI *et al.*, 2021). Grossi *et al.* (2021) ao comparar a disposição de módulos com a capacidade instalada no Brasil no período de 2016 a 2019, observou que a taxa de disposição (módulo/m<sup>3</sup>·dia) é duas vezes maior, com expectativa de vida média abaixo do divulgado mundialmente, o que indica que a operação e condições não são otimizadas no país e/ou as membranas estão sendo descartadas antes de sua vida útil padrão.

Devido à ausência de regulamentações ambientais específicas para o descarte adequado de módulos de membranas, conforme Lawler *et al.* (2012) esses módulos são considerados resíduos comuns e geralmente são destinados a aterros sanitários ou incinerados, com poucas alternativas de descarte propostas aos seus usuários pelos fornecedores.

Possibilidades para minimização dos impactos ambientais dos módulos em final de ciclo de vida podem ser encontradas na reutilização, reciclagem direta ou indireta, e na recuperação de energia. No entanto, as faltas de incentivo e de obrigatoriedade institucional à logística reversa de membranas em final de ciclo de vida dificultam a reutilização e/ou reciclagem desses módulos (GROSSI *et al.*, 2021).

Uma representação esquemática do ciclo das membranas OI é sintetizada na Figura 6:

Figura 6 - Representação da economia circular em processos de membrana



Fonte: Modificado de Landaburu-Aguirre *et al.*, 2016

Ao se optar por essas alternativas, o volume de membranas enviadas para disposição final será reduzido, limitando os custos socioambientais associados (LAWLER *et al.*, 2012), beneficiando além do mercado de dessalinização, a sociedade e o meio ambiente.

Possibilidades para minimização dos impactos ambientais dos módulos em final de ciclo de vida podem ser encontradas na reutilização/ recuperação de membranas (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2022) e/ou na reciclagem em membranas de NF ou UF (AGUILAR; COUTINHO DE PAULA; AMARAL, 2023; AHMED E JAMAL, 2020; LEMOS *et al.*, 2019; GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2018, 2015; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017; LANDABURU-AGUIRRE *et al.*, 2016; LAWLER *et al.*, 2012). Salienta-se a pouca ocorrência de produção científica voltada para a temática de reutilização de membranas.

Conforme Lawler *et al.* (2015), a reutilização é a opção mais favorável ambientalmente para membranas em final de ciclo de vida. À medida que as

membranas não sejam adequadas para reutilização direta como OI, estas podem ser convertidas por tratamento químico para membranas de NF ou UF.

### 3.5.3 Reutilização (Recuperação) de Membranas

A reutilização direta tem por objetivo recuperar o desempenho da membrana de OI (em termos de permeabilidade hidráulica e capacidade de rejeição de sais) por meio de limpeza química, sem a degradação pretendida da camada seletiva de PA (LEJARAZU-LARRAÑAGA *et al.*, 2022; GROSSI *et al.*, 2021; LAWLER *et al.*, 2015), portanto sem seletividade.

A reutilização de membranas de OI foi validada em uma escala piloto em várias aplicações de menor exigência de qualidade da água, como produção de água recuperada no tratamento terciário de águas residuais (MUÑOZ *et al.*, 2014) e tratamento de lixiviados de aterros sanitários (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2022).

Devido às limitações na reutilização de membranas, poucos estudos trabalham com essa abordagem. García-Pacheco *et al.* (2022) avaliaram a viabilidade do uso de membranas de OI em fim de vida, descartadas de uma usina de dessalinização de água do mar, diretamente reutilizadas (denominadas de segunda mão) ou recuperadas para tratar lixiviado de aterro sanitário, e obtiveram desempenhos semelhantes as membranas comerciais.

#### 3.5.3.1 Limpeza química de membranas

A limpeza química é considerada o método mais importante para reduzir a incrustação, por meio do uso de produtos químicos por ação individual ou combinada, considerando a concentração do produto químico utilizado e o tempo de limpeza em relação à resistência química da membrana (SOHRABI *et al.*, 2011).

A limpeza de membranas de OI geralmente é iniciada, quando o fluxo normalizado diminuiu 10 - 15% e o teor de sal normalizado do permeado aumentou 10% (AHUCHAOGU *et al.*, 2018; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017).

Conforme Madaeni e Samieirad (2010), a eficiência dos produtos químicos está baseada nas seguintes capacidades: “soltar e dissolver os contaminantes, manter o



contaminante em dispersão e na forma de solução, evitar novas incrustações e não atacar a membrana (e outras partes do sistema)”.

Geralmente, as limpezas químicas têm como base as recomendações dos fabricantes de membranas. No qual se seleciona os agentes químicos adequados, conforme os tipos de incrustação e os componentes dos incrustantes (MADAENI; SAMIEIRAD; 2010). O Quadro 2 apresenta os agentes de limpezas mais utilizados na limpeza de membranas, de acordo com o tipo de incrustação

**Quadro 2 - Principais agentes químicos utilizados para remoção de incrustação em membranas**

<b>Agente de Limpeza</b>	<b>Aplicação</b>
Ácidos (ácidos clorídrico, ácido cítrico e ácido sulfúrico)	Remoção de incrustação inorgânica
Bases / Álcalis (hidróxido de sódio)	Incrustação orgânica
Agentes Quelantes (etileno diamina tetra acetileno – EDTA)	Bioincrustação
Surfactantes (dodecil sulfato de sódio – DSS)	Incrustações orgânicas
Biocidas (bissulfito de sódio - NaHSO <sub>3</sub> )	Bioincrustações

Fonte: Lejarazu-larrañaga *et al.* (2022); Jiang; Li; Ladewig (2017)

A solução de NaHSO<sub>3</sub> é geralmente usada como germicida para proteger as membranas de OI de qualquer microorganismo que possa existir no interior delas. No entanto, como a solução de NaHSO<sub>3</sub> é um ácido fraco, torna-se eficaz na remoção de poluentes de carbonatos e óxido metálico na membrana OI (YANG, LI, HUANG; 2013). Além disso, por possuir natureza redutora pode reduzir alguns íons metálicos para aumentar a solubilidade dos sais metálicos formados (YANG; LI; HUANG, 2013).

Considera-se que o estabelecimento dos protocolos padrões de limpeza e a frequência de limpeza, dependem da identificação do tipo de água de alimentação ao qual a membrana foi submetida, com intuito de garantir eficiência na remoção da maior parte da incrustação que pode ter ocorrido durante a filtração.

Diferentes soluções químicas de limpeza podem levar a diferentes mudanças no tamanho dos poros das membranas, conforme evidenciado por Yang, Li e Huang (2013).

A razão para a mudança é postulada como resultado da interação entre íons carregados na solução e cargas na superfície das membranas. Quando as membranas são imersas na solução ácida, o  $H^+$  adsorvido pelas membranas pode neutralizar a carga negativa na superfície da membrana. Isso, por sua vez, diminuirá a força repulsiva eletrostática na superfície da membrana e, assim, diminuirá o tamanho dos poros da membrana OI. Quando as membranas são imersas na solução alcalina,  $OH^-$  adsorvidas pelas membranas podem aumentar a carga negativa. Em seguida, aumentará a força repulsiva eletrostática na superfície da membrana e, posteriormente, aumentará o tamanho dos poros das membranas OI (YANG, LI, HUANG; 2013).

Madaeni; Samieirad (2010) evidenciaram a eficiência do uso de solução de Hidróxido de Sódio (NaOH) - Dodecil Sulfato de Sódio (DSS) seguido de Ácido Clorídrico (HCl) para recuperação de membranas de OI aplicadas ao tratamento de efluentes industriais. A recuperação do fluxo foi aumentada em até 65% e 45% para concentrações de NaOH a 0,4% (m/m) e DSS a 0,2 % (p/v), respectivamente.

O permanganato de potássio ( $KMnO_4$ ) é geralmente utilizado na reciclagem de membranas, conforme evidenciado por Coutinho de Paula (2017). No entanto, Wang *et al.* (2019) relatam a eficiência da utilização do  $KMnO_4$  aliado a outros agentes de limpeza, como NaOH e  $NaHSO_3$ , na recuperação de membranas de osmose inversa.

Jung e colaboradores (2006) avaliaram que as limpezas ácida e alcalina não foram efetivas na remoção de incrustações por sais de cálcio que se formaram em membranas OI aplicadas no tratamento de águas residuais, possivelmente porque a presença de vestígios de materiais orgânicos na camada de incrustação funcionou como um agente de ligação para incrustações inorgânicas.

Ang; Tiraferri; Chen (2011) observaram que a solução alcalina de hidróxido de sódio utilizada de modo isolado não foi eficaz na limpeza de incrustações orgânicas na presença de cálcio. No entanto, os mesmos autores concluíram que os agentes de limpeza DSS, EDTA e cloreto de sódio podem remover essas incrustações com eficiência, especialmente sob pH mais alto e tempo de limpeza mais longo.

A limpeza química da membrana de OI permite a recuperação parcial da permeabilidade da membrana, estendendo seu tempo de uso (LEJARAZU-LARRAÑAGA *et al.*, 2022). No entanto, é importante considerar que repetidos ciclos de limpeza tendem a acelerar a deterioração da camada seletiva de poliamida da membrana, o que compromete a sua capacidade de rejeição e, portanto a diminuição de sua vida útil (MATIN *et al.*, 2021).

#### 3.5.4 Reciclagem de membranas via tratamento oxidativo/ conversão química

A PNRS define reciclagem como o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010).

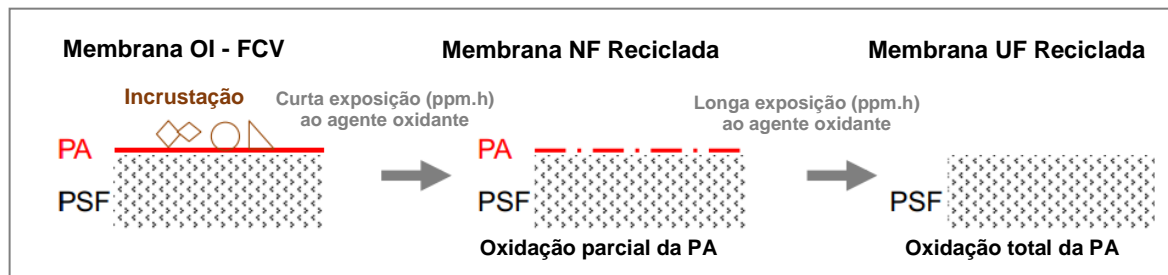
Dentre todas as alternativas de reciclagem, o processo de reciclagem direta por conversão química é um dos mais reportados na literatura, e vem ganhando interesse em contextos acadêmico e industrial.

A reciclagem direta pode ser feita via tratamento oxidativo (conversão química), que tem como base a baixa resistência das membranas de poliamida aromática (PA) a agentes oxidantes (AGUILAR, 2021). A reciclagem direta tem como objetivo modificar as propriedades das membranas de OI-FCV, com o intuito de obter membranas em termos de capacidade de rejeição de sais e permeabilidade hidráulica com propriedades similares às membranas de NF e/ou UF, mantendo a configuração em espiral (LEJARAZU-LARRAÑAGA *et al.*, 2022; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017).

A reciclagem direta por conversão química é um tipo de reciclagem que não interfere na estrutura do módulo, porém atua sobre a camada ativa PA das membranas, que pode ser degradada de modo controlado, mantendo-se intacta a camada porosa de polissulfona (PSF) (COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017). O processo de conversão da membrana depende da tolerância oxidante limitada da PA, que sofre degradação após a exposição ao agente oxidante de tal forma que baixos níveis de exposição podem afetar a elasticidade e a permeabilidade da PA (AHMAD; KAMAL, 2020;

GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2018). A Figura 7 ilustra o processo de degradação controlada da camada de poliamida da membrana de OI-FCV.

**Figura 7 - Diagrama Esquemático da degradação controlada da camada ativa de poliamida (PA) da membrana de Osmose Inversa**



Fonte: Adaptado de García-Pacheco *et al.* (2018)

O hipoclorito de sódio (NaClO) comercial tem sido efetivamente usado como agente oxidante para reciclagem de membranas de OI (AGUILAR, 2021; AHMED; JAMAL, 2020; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017; GARCÍA PACHECO *et al.*, 2015). De acordo com Lejarazu-larrañaga *et al.*, 2022, a exposição da membrana a uma solução concentrada de cloro livre elimina a incrustação, degradando parcialmente (atingindo propriedades NF) ou totalmente (atingindo propriedades UF) a camada densa de PA.

A cloração pode ser feita em modo passivo, ou seja, via imersão da membrana, ou pode ser feita em modo ativo, onde a etapa de cloração é executada sob pressão (VERBEKE *et al.*, 2018; COUTINHO DE PAULA *et al.*, 2017). A conversão química de membranas via imersão passiva não necessita de energia para pressurizar o sistema (COUTINHO DE PAULA *et al.* 2017; 2018), tampouco de infraestrutura, o que torna o processo mais vantajoso economicamente.

A intensidade de exposição ou intensidade de contato, definido como o produto da concentração da solução oxidante pelo tempo de exposição (expresso em ppm.h) , é um fator importante a ser considerado no processo. Quanto maior o tempo de exposição ao agente oxidante, mais degradada se torna a camada de poliamida, e consequentemente aumento nos valores de permeabilidade são observados.

Lawler *et al.* (2013) destacam alguns fatores a serem considerados para se determinar a intensidade de contato necessária para atingir as propriedades semelhantes a NF e UF, tais como: (a) as condições iniciais da membrana de OI (ou seja, a % de rejeição de sal e permeabilidade hidráulica da membrana FCV); (b) o tipo de membrana de OI e; (c) as condições de armazenamento das membranas FCV.

De modo geral, as intensidades de contatos podem variar entre 1.000 - 150.000 ppm.h quando objetiva-se atingir membranas com propriedades NF e 10.000 - 400.000 ppm.h para atingir o desempenho de UF (CAMPOS POZUELO *et al.*, 2016).

A intensidade de contato para a conversão química de membranas de OI foi avaliada por García-Pacheco *et al.* (2018), que utilizando pequenas intensidades de contato (~6200 ppm.h) obteve como resultado membranas recicladas similares a de NF, com permeabilidade de  $3,4 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ . Lawler *et al.* (2011) utilizou intensidades de contato de 187.500 e 300.000 e obteve membranas de UF com permeabilidades 170 e  $174 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , respectivamente.

Morón-López *et al.* (2019) submeteram membranas de OI de água salobra e salina foram à intensidade de contato de 6200 ppm.h e 300.000 ppm.h, a fim de se obter membranas recicladas de NF e UF, respectivamente. Em conformidade com a literatura, a membrana submetida à curta exposição (6200 ppm.h) removeu parcialmente a camada de poliamida, enquanto a submetida à longa exposição (300000 ppm.h) ao agente oxidante NaClO degradou totalmente a camada seletiva.

Lemos *et al.* (2019) relataram um desempenho significativo de remoção de cor e turbidez em testes com membrana UF convertida a partir de membranas de OI em final de ciclo de vida e um melhor desempenho em relação à membrana UF comercial, para as mesmas pressões de operação, sugerindo um menor consumo energético para a permeação de passagem do efluente. Entretanto, os autores identificaram uma baixa remoção de matéria orgânica solúvel e de carbono orgânico total (COT). Essa condição de baixa eficiência de remoção de COT e de demanda química de oxigênio (DQO) também foi relatada por Coutinho de Paula *et al.* (2017), que observaram um aumento na permeabilidade da membrana para valores entre 81

e  $124 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{bar}^{-1}$  após o tratamento oxidativo com  $\text{NaClO}$  e um desempenho satisfatório no fluxo e na resistência ao *fouling* pela membrana.

Ahmed e Jamal (2020) submeteram as membranas UF convertidas à filtração com água cinza doméstica, e relataram um desempenho equivalente à filtração convencional, com uma redução de turbidez abaixo de 1 NTU e remoção de DQO entre 80 e 90% para água cinza de baixa resistência. Para a alimentação de alta resistência, a remoção de DQO foi insignificante (6%).

De modo geral, o uso de alternativas mais sustentáveis das tecnologias de OI pode beneficiar, além do mercado de dessalinização, a sociedade e o meio ambiente. Por isso, o fornecimento de membranas recicladas. As membranas obtidas a partir da conversão química de membranas de OI pode ser utilizada para fins menos restritivos, assim como pós-tratamento de efluente secundário, visando o reúso da água.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

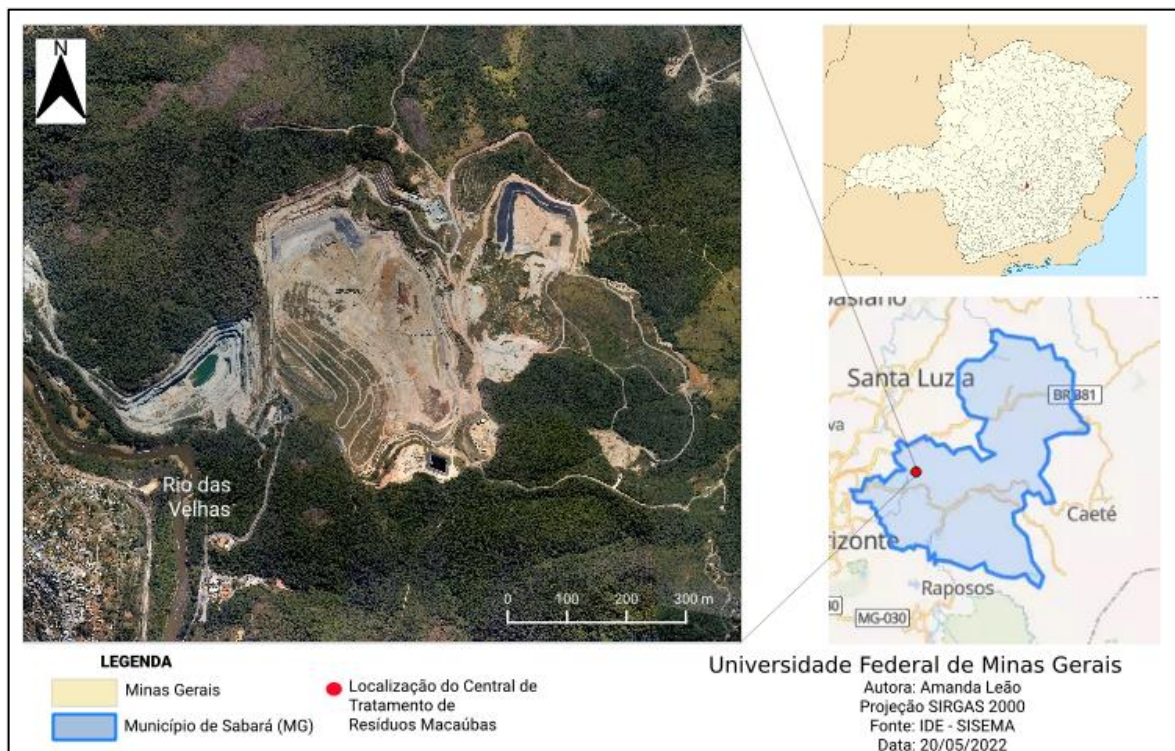
O presente estudo foi desenvolvido em escala de bancada com o objetivo de buscar alternativas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário e foi dividido em duas etapas:

- **ETAPA 1:** Desenvolvimento de membranas recicladas a partir da oxidação química de membranas de osmose inversa em final de ciclo de vida.
- **ETAPA 2:** Recuperação de membranas de osmose inversa em final de ciclo de vida por meio de limpezas químicas.

### 4.1 Descrição da área de coleta

Para o desenvolvimento do presente estudo foram coletadas amostras de lixiviado na Central de Tratamento de Resíduos (CTR) Macaúbas, localizada no município de Sabará, na região metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais, conforme localização indicada na Figura 8.

Figura 8 - Localização da Central de Tratamento de Resíduos Macaúbas – Sabará/ Minas Gerais



Fonte: Autora (2022)

A CTR Macaúbas, com operação desde novembro/2005, recebe resíduos sólidos urbanos de 23 municípios da Região Metropolitana de Belo Horizonte, bem como resíduos sólidos industriais não perigosos – RSI (Classe IIA) de grandes geradores, recebendo cerca de 3.800 toneladas/dia (MINAS GERAIS, 2020).

O lixiviado gerado é parcialmente reservado e transportado para tratamento na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Onça/COPASA ou destinado para tratamento na CTR por um sistema de osmose inversa. O efluente final é utilizado na umectação de vias e lavagem de equipamentos ou eventualmente lançado no córrego Domingos Lopes (MINAS GERAIS, 2020).

#### 4.2 Amostragem e caracterização do lixiviado

As amostras de lixiviado foram coletadas em bombonas de polietileno de alta densidade com capacidade de 20 litros, e posteriormente armazenadas em câmara fria a 4 °C. A caracterização físico-química do lixiviado bruto (LB) foi realizada. Os parâmetros analisados com os respectivos métodos e equipamentos utilizados na caracterização são apresentados no Quadro 3.

**Quadro 3 – Parâmetros, métodos e equipamentos utilizados na caracterização físico-química do lixiviado bruto**

Parâmetro	Nº do Método (APHA, 2017)	Método Analítico	Equipamento utilizado
Alcalinidade	2320B	Titulometria Potenciométrica	pHmetro Hanna
Carbono Orgânico Total	5310B	Cromatografia Iônica	Cromatógrafo Iônico DIONEX AG4A
Cloretos	4500-CL-B	Titulométrico	-
Condutividade elétrica	2510B	Potenciométrico	Condutivímetro portátil Hanna HI 9835
Cor	2120C	Colorimétrico	Espectrofotômetro Hach DR 3900
DQO total	5220D	Colorimétrico	Espectrofotômetro Hach DR 3900
Fósforo	4500B	Colorimétrico	Espectrofotômetro Hach DR 3900
Matéria Orgânica Dissolvida	-	Fluorescência	Aqualog Horiba JobinYvon
Nitrogênio Amoniacal	4500-NH <sup>3</sup> -C	Titulométrico	Destilador (Buchi Unit K-355)
pH	4500-H <sup>+</sup> B	Potenciométrico	pHmetro Hanna
Sólidos Totais e Suspensos	2540B e 2540D	Gravimétrico	Balança Analítica
Sulfatos	4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -D	Colorimétrico	Espectrofotômetro Hach DR 3900
Turbidez	2130B	Nefelométrico	Turbidímetro Hach 2100AN

Fonte: Autora (2023)



As concentrações dos parâmetros analisados para o lixiviado bruto do aterro sanitário são apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4 - Caracterização do lixiviado bruto**

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Concentração</b>
Alcalinidade	mg·L <sup>-1</sup>	18.400,0
Carbono Orgânico Total	mg·L <sup>-1</sup>	3.179,5
Cloretos	mg·L <sup>-1</sup>	3.199,0
Condutividade elétrica	mS/cm	38,0
Cor	uC	9.400
DQO total	mg·L <sup>-1</sup>	8.425,3
Fósforo	mg·L <sup>-1</sup>	216,5
Nitrogênio Amoniacal	mg·L <sup>-1</sup>	2.464,0
pH	-	8,6
Sólidos Suspensos	mg·L <sup>-1</sup>	731,3
Sólidos Dissolvidos Totais	mg·L <sup>-1</sup>	13.813,8
Sólidos Totais	mg·L <sup>-1</sup>	14.545,1
Sulfatos	mg·L <sup>-1</sup>	352,4
Turbidez	NTU	130,8

Fonte: Autora (2023)

Todas as análises foram realizadas em conformidade aos procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

### **4.3 Módulos de membranas em final de ciclo de vida**

Módulos em configuração espiral de membranas comerciais de OI, utilizados para tratamento de água salobra, em final de ciclo de vida foram disponibilizados por uma unidade do Programa Água Doce (PAD) do Governo Federal instalada no estado da Paraíba.

O PAD é uma iniciativa do Governo Federal, coordenada pelo Ministério do Meio Ambiente, com foco na garantia de acesso à água de qualidade para o consumo humano por meio da implantação e gestão de sistemas de dessalinização. O programa atua no território nacional com foco na região semiárida, com abrangência

nos estados Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe.

Os módulos em configuração espiral de membranas de OI utilizados para tratamento de água superficial foram fornecidos pela Refinaria de Gabriel Passos (REGAP). A REGAP é uma sociedade anônima de capital aberto que atua de forma integrada e especializada na indústria de óleo, gás natural e energia. Está localizada no município Betim, na região metropolitana de Belo Horizonte.

Concebeu-se o uso de módulos oriundos da REGAP, com o intuito de estudar casos de incrustação mais severa das membranas, típicas pela aplicação industrial, em comparação às membranas procedentes do PAD, que trataram água subterrânea salobra.

Foram recebidos quatro diferentes módulos membranas de osmose inversa em final de ciclo de vida, sendo AG4040 FM (SUEZ), BW30 (DUPONT), B400 LE ASD (LANXESS) e BW30XFR-400 (DUPONT), todos com a camada de separação em poliamida. No Quadro 4 são apresentadas as informações dos módulos recebidos.

**Quadro 4 - Informações dos módulos recebidos**

<b>Tipo/modelo</b>	<b>Dimensões (polegadas)</b>	<b>Procedência</b>	<b>Aplicação</b>	<b>Operação (anos)</b>	<b>Descarte (ano)</b>
OI (AG4040FM)	4	PAD- PB	Dessalinização de água subterrânea	4	2016
OI (AG4040FM)					
OI (AG4040FM)					
OI (BW-30)	8	REGAP – MG	Desmineralização de água superficial	-	2022
OI (B400-LE-ASD)					
OI (BW30XFR-400)					

Fonte: Autora (2023)

O registro fotográfico dos módulos recebidos é apresentado na Figura 9.

Figura 9 - Registros fotográficos dos módulos e dos espaçadores



Fonte: Autora (2023)

Os módulos provenientes do PAD não apresentavam desgaste ou sujeira externa. Por sua vez, os módulos provenientes da REGAP apresentavam sujeiras de solo e material oleoso na parte externa (na fibra de vidro).

Os módulos de membranas recebidos da REGAP eram utilizados para remoção de sílica e condutividade de água superficial, em virtude do baixo desempenho, haja vista que apresentavam remoções na faixa de 50-60%, foram descartados.

Concebeu-se o uso de módulos oriundos do PAD, com o intuito de estudar casos de incrustação mais severa das membranas, em decorrência do seu uso para tratamento de água salobra que propicia incrustação por sais, em comparação aos módulos procedentes da REGAP que foram utilizados para tratamento de água superficial.

Na Tabela 5 são apresentadas as principais características dos módulos de membrana, conforme informações dos fabricantes.

**Tabela 5 – Características dos módulos de membrana utilizados no estudo**

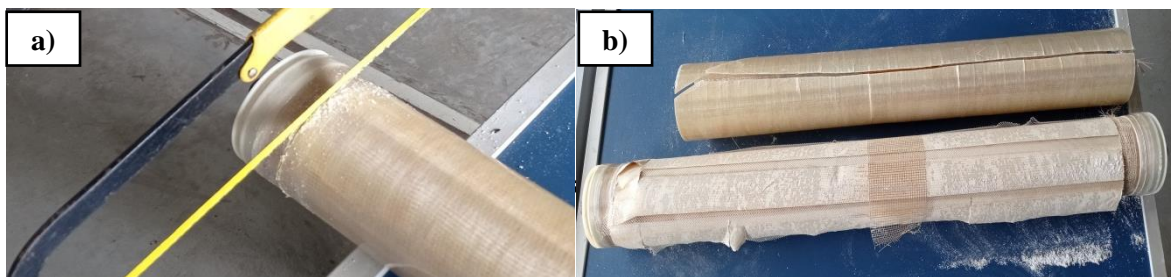
Características		AG4040FM	BW30	BW30XFR-400	B400 LE ASD
<b>Informações</b>	Material	Compósito Filme Fino – Poliamida aromática			
<b>Gerais</b>	Configuração	Módulo espiral			
	Dimensões (polegadas)	3,9" x 40"	7,9" x 40"	7,9" x 40"	7,9" x 40"
	Área (m <sup>2</sup> )	7,9	37	37	37,2
	Vazão do permeado (m <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup> )	9,1 <sup>a</sup>	40 <sup>b</sup>	43 <sup>b</sup>	36,2 <sup>d</sup>
<b>Operação</b>	Temperatura máxima (°C)	50	45	45	45
	Pressão máxima (bar)	51	41	41	41
<b>Alimentação</b>	Faixa de pH	4-11	2-11	2-11	2-11
	SDI máximo (SDI)	5	5	5	5
	Turbidez (NTU)	< 1	-	-	-
<b>Limpeza</b>	Faixa de pH	1-13	1-13	1-13	1-12
	Tolerância ao cloro livre (ppm)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<b>Rejeição</b>	Máxima NaCl (%)	99,5 <sup>a</sup>	99,5 <sup>b</sup>	99,7 <sup>b</sup>	99,5 <sup>d</sup>
	Mínima NaCl (%)	99 <sup>a</sup>	99 <sup>b</sup>	99,4 <sup>b</sup>	99 <sup>d</sup>
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	-	-	98,8 <sup>c</sup>	-
	NO <sub>3</sub> (%)	-	-	98,2 <sup>c</sup>	97 <sup>d</sup>
	SiO <sub>2</sub> (%)	-	-	99,8 <sup>c</sup>	99,5 <sup>d</sup>
	Boro (%)	-	-	80,0 <sup>c</sup>	69 <sup>d</sup>

**Nota:** Valores conforme as seguintes condições de teste padrão: **a** - 2.000 ppm NaCl, 15,5 bar, 25°C, pH 7,5 e 15% de recuperação; **b** - 2.000 ppm NaCl, 15,5 bar, 25°C, pH 8 e 15% de recuperação; **c** - 2.000 ppm NaCl, 15,5 bar, 25°C, pH 7 e 15% de recuperação; **d** - 2.000 ppm NaCl, 10,3 bar, 25°C, pH 8 e 15% de recuperação.

Fonte: LANXESS (2017); SUEZ (2022); DUPONT (2023)

Todos os módulos de membranas utilizados nesse estudo foram armazenados a seco, antes e após o recebimento no laboratório do departamento, ou seja, uma situação indesejada e adversa para a reciclagem e recuperação das membranas. Recomenda-se que uma vez que os módulos são retirados da linha de produção, que estes sejam armazenados em soluções com um biocida ao abrigo da luz, para prevenir qualquer crescimento bacteriano nos módulos (REGULA *et al.*, 2014). Para fins de realização dos experimentos, os módulos foram abertos e desmontados, conforme pode ser observado na Figura 10.

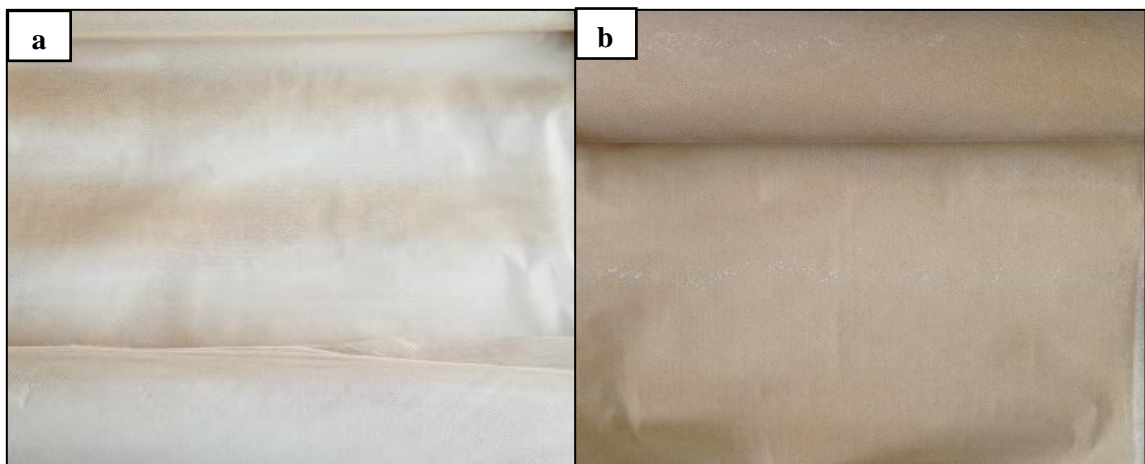
**Figura 10 - (a) módulo sendo aberto; (b) módulo desmontado**



Fonte: Autora (2023)

As folhas de membranas dos módulos de 4 polegadas (PAD) possuíam área de cerca de  $7,9 \text{ m}^2$ , e apresentavam coloração marrom clara, sujas com material particulado aparentemente de origem orgânica. As folhas de membranas dos módulos de 8 polegadas (REGAP) com área em torno de  $37 \text{ m}^2$ , apresentavam coloração marrom escura e incrustação por material oleoso, conforme Figura 11.

**Figura 11 - (a) folhas de membranas do PAD; (b) folhas de membranas da REGAP**



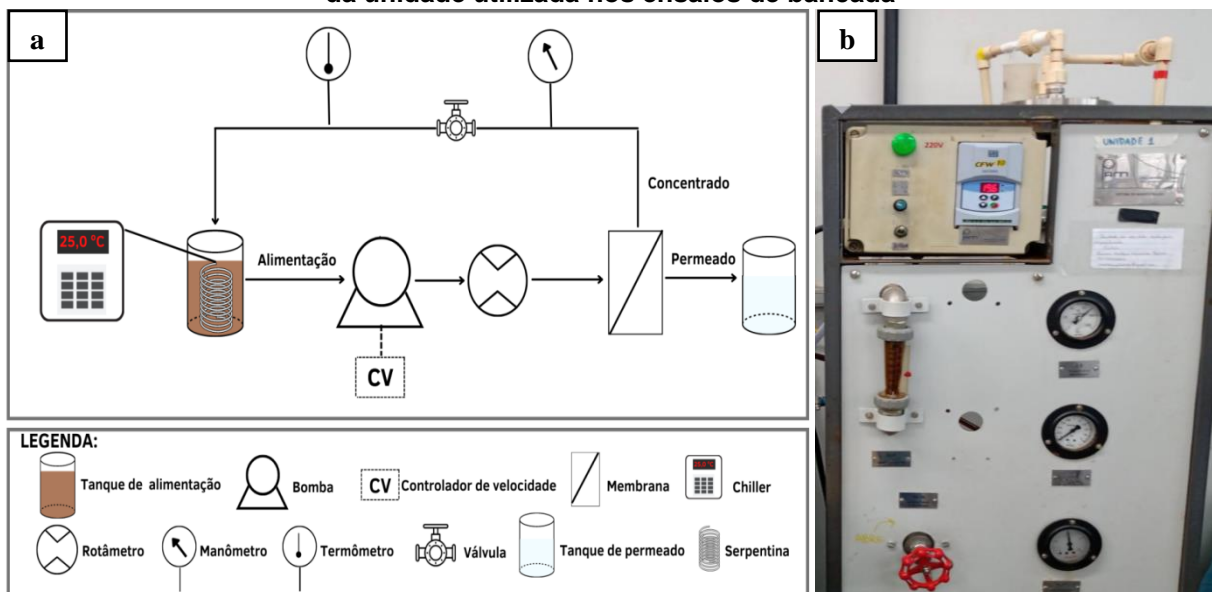
Fonte: Autora (2023)

#### 4.4 Unidade experimental

Os ensaios foram realizados em uma unidade de permeação para membranas de OI/NF. O sistema era composto por um tanque de alimentação, uma bomba rotativa conectada a um motor trifásico, um inversor de frequência para controle da rotação do motor, um rotâmetro para leitura da vazão de alimentação, uma válvula para ajuste da pressão, um manômetro e uma célula de permeação. Paralelamente, foi acrescentado ao sistema um *chiller*, com a finalidade de garantir o controle e a medição de temperatura no tanque de alimentação.

A Figura 12 apresenta o (a) diagrama esquemático da unidade de permeação OI/NF e o (b) registro fotográfico da unidade de permeação utilizada nos ensaios de bancada.

**Figura 12 – Unidade de permeação OI/NF: (a) diagrama esquemático; (b) registro fotográfico da unidade utilizada nos ensaios de bancada**

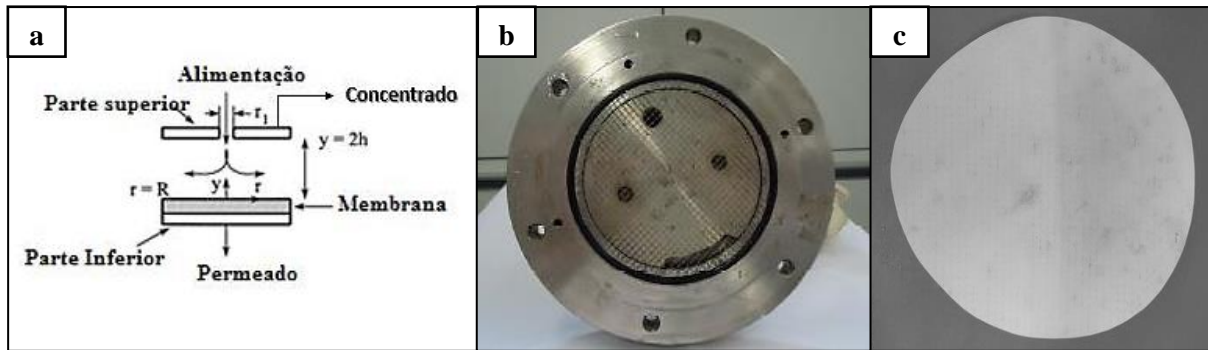


Fonte: Autora (2023)

A célula de permeação em aço inoxidável utilizada possui diâmetro de  $9 \cdot 10^{-2}$  m, proporcionando uma área de filtração de  $63,60 \cdot 10^{-2}$  m<sup>2</sup>. O raio de entrada radial da célula é de  $64 \cdot 10^{-3}$  m e a altura de canal interno de  $1 \cdot 10^{-3}$  m. As amostras de membranas foram adequadamente cortadas em formato circular com área aproximada de  $0,64 \text{ cm}^2$ , antes de serem inseridas na célula e um espaçador (tela) de alimentação foi colocado sobre a membrana para promover a distribuição do fluxo.

O desenho esquemático e o registro fotográfico da célula e do recorte da amostra de membrana podem ser observados na Figura 13.

**Figura 13 – Célula de permeação: (a) desenho esquemático; (b) registro fotográfico frontal; (c) amostra de membrana**



Fonte: Adaptado de Coutinho de Paula (2017)

#### 4.5 Procedimentos laboratoriais

Os ensaios foram executados no laboratório de pesquisa do Grupo de Estudos e Aplicações de Processos de Separação por Membrana (GEAPS Membranas) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia (DESA/UFMG).

Os procedimentos laboratoriais seguiram as seguintes etapas: reciclagem e recuperação de membranas, ensaios de permeabilidade hidráulica, ensaios de desempenho no tratamento de lixiviado, e testes de rejeição salina.

##### 4.5.1 Reciclagem de Membranas

As membranas recicladas avaliadas no presente estudo foram produzidas a partir de amostras de membranas retiradas, aleatoriamente, das folhas de um módulo espiral de membrana polimérica de OI, tipo/modelo AG4040FM, ao término do ciclo de vida.

##### 4.5.1.1 Limpeza Química das Membranas e Tratamento oxidativo

Inicialmente, foi realizada a limpeza química das membranas em final de ciclo de vida, com a finalidade de remover as incrustações e recuperar o fluxo de permeado, principalmente, para eliminar possíveis interferências indesejáveis durante o procedimento seguinte de tratamento oxidativo.

As membranas OI-FCV receberam limpeza química convencional (alcalina + ácida). Na limpeza alcalina, as membranas foram imersas em solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 0,1% (m/m) pH 11-12. Na limpeza ácida, as membranas foram imersas em solução de ácido cítrico ( $C_6H_8O_7$ ) a 2% (m/m), pH 1-2, tal como descrito por Coutinho de Paula *et al.* (2017; 2018). Em cada etapa de limpeza, as membranas ficaram imersas na solução por 12 horas. Ao término de cada limpeza, as membranas foram lavadas e armazenadas em água deionizada até a etapa seguinte.

As soluções de limpeza utilizadas durante os estágios foram neutralizadas (pH entre 7 e 8) entre si para fins de descarte no sistema público de esgotamento sanitário.

O método de reciclagem via tratamento oxidativo adotado neste estudo foi o de forma passiva, que consiste na exposição das membranas ao agente oxidante somente por imersão, sem necessidade de gastos de energia para pressurização do sistema, conforme descrito por Coutinho de Paula *et al.* (2017; 2018).

O agente oxidante utilizado foi o hipoclorito de sódio (NaClO) comercial (10-12%). O teor de cloro ativo no NaClO foi mensurado por meio de titulação volumétrica (Iodometria), conforme a norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT NBR nº 9425 - Hipoclorito de sódio - Determinação de cloro ativo – Método Volumétrico (ABNT, 2005).

As amostras de membranas OI-FCV foram imersas em solução de NaClO (10-12%). De modo semelhante ao descrito por Aguilar; Coutinho de Paula; Amaral (2023), García-Pacheco *et al.* (2018) e Coutinho de Paula *et al.* (2017; 2018) foram investigadas as concentrações e tempos de contato entre as amostras de membranas descartadas e o agente oxidante. A partir da solução de NaClO comercial, diferentes tempos de imersão das amostras de membranas proporcionam diferentes intensidades de contato, expressas em ppm.h, buscando-se obter membranas recicladas com diferentes características adequadas para o tratamento de lixiviado.



Os tempos de contato entre as amostras de membranas e as intensidades de contato estão apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6 - Condições de reciclagem das membranas**

Membrana reciclada	Concentração do Cloro (ppm)	Tempo de contato (h)	Intensidade de contato (ppm.h)
MR1	119.158,16	0,25	30.000
MR2		0,17	20.000
MR3		0,13	15.000
MR4		0,08	10.000
MR5		0,07	8.000
MR6		0,05	6.000

Fonte: Autora (2023)

As membranas, após o processo de conversão química, foram lavadas em água deionizada com o intuito de remover o cloro residual. Após a lavagem, foram armazenadas em sacos plásticos contendo água deionizada.

Após a reciclagem de membranas, todas as membranas foram submetidas a ensaios de permeabilidade hidráulica. Anteriormente aos ensaios de permeabilidade, as membranas foram imersas em solução água/álcool 50 % (v/v) por 15 minutos, com o objetivo de promover a umidificação da matriz polimérica da membrana, tal como descrito em Coutinho de Paula *et al.* (2017). Isso se faz necessário, pois as membranas OI-FCV recebidas foram armazenadas a seco desde seu descarte, portanto de modo inadequado aos propósitos do presente estudo.

#### 4.5.1.2 Avaliação do desempenho das membranas recicladas para o tratamento de lixiviado

As membranas foram submetidas à permeação de amostras de lixiviado de aterro sanitário. Os ensaios foram realizados com pressão a 10 bar e vazão de 2,4 L/min. O sistema de permeação foi operado em recirculação total, com medições de fluxo de permeado realizadas periodicamente, bem como o monitoramento de temperatura e condutividade elétrica.

O sistema operou por 2 horas, utilizando alimentação de 2 L de lixiviado. Ao término da permeação, amostras de permeado foram coletadas para fins de caracterização.

Foram analisados os seguintes parâmetros: DQO, nitrogênio amoniacal, pH, condutividade elétrica e cor.

#### 4.5.1.3 Membranas utilizadas para fins de comparação com as membranas recicladas

Para fins de comparação foram utilizadas, além das membranas recicladas desenvolvidas nesse estudo, outras três membranas: uma membrana de OI em final de ciclo de vida e duas membranas comerciais novas, sendo uma de OI e uma de NF. O Quadro 5 apresenta a identificação, descrição e respectivos tipos/modelos/fabricantes das membranas utilizadas.

**Quadro 5 - Informações membranas utilizadas para fins de comparação**

<b>Identificação</b>	<b>Descrição</b>	<b>Tipo/Modelo (Fabricante)</b>
OI-FCV	Membranas de OI em Final de Ciclo de Vida	AG4040FM (Suez)
OI	Membrana Comercial Nova de Osmose Inversa	AG4040FM (Suez)
NF	Membrana Comercial Nova de Nanofiltração	NF90 (Dupont)

Fonte: Autora (2023)

As membranas OI-FCV, retiradas do mesmo módulo ao qual foram retiradas amostras para a etapa de reciclagem, foram testadas sem nenhuma limpeza química.

Por sua vez, as membranas comerciais de NF e OI passaram por limpeza química, conforme descrito no tópico 4.5.1.1, com tempo de imersão de 1 hora para cada etapa de limpeza, com a finalidade de garantir a homogeneidade de toda a superfície polimérica da membrana. Essas membranas foram reumedecidas com solução água-álcool (50% v/v) anterior aos ensaios de permeabilidade, conforme recomendado em Coutinho de Paula *et al.* (2017).

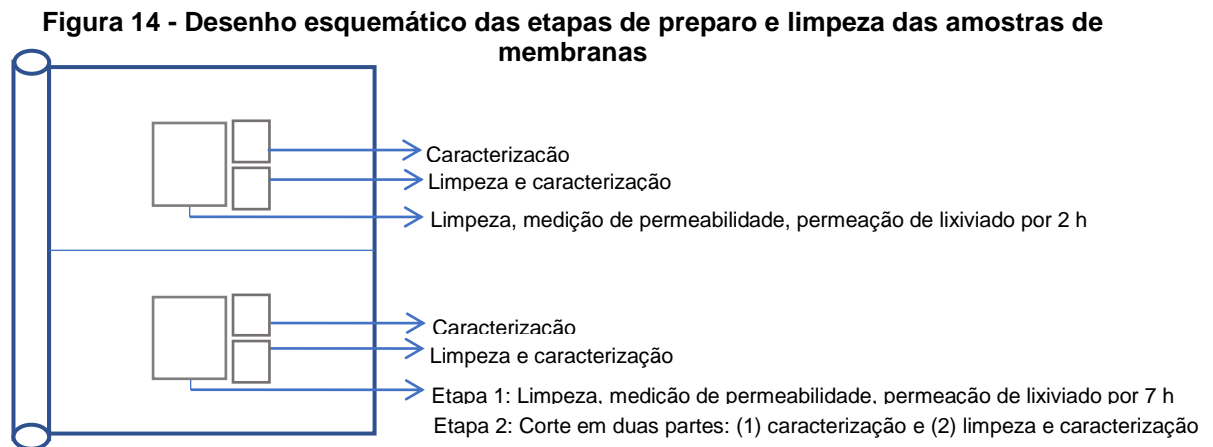
#### 4.5.2 Recuperação de Membranas

Para a etapa de recuperação das membranas foram retiradas amostras dos seis módulos adquiridos nesse estudo (três do PAD e três da REGAP), conforme já apresentados anteriormente.

#### 4.5.2.1 Preparo das membranas e determinação das etapas a serem realizadas

As amostras de membranas foram obtidas a partir da abertura e desmonte mecânico dos módulos.

Foram cortadas duas amostras maiores (12 cm<sup>2</sup>) e quatro amostras menores (6 cm<sup>2</sup>) das partes superiores e inferiores da folha de membrana de cada módulo. As amostras maiores foram submetidas à limpeza, medição de permeabilidade e ensaios de permeação com lixiviado por 120 e 420 minutos. As amostras menores passaram por caracterização e/ou limpeza, não necessariamente na mesma ordem mencionada. A Figura 14 apresenta detalhadamente as etapas realizadas para cada amostra de membrana.



Fonte: Autora (2023)

Devido ao fato de os módulos de membranas terem sido armazenados a seco desde seu descarte, previamente à limpeza química, as amostras de membranas foram imersas em solução água/álcool 50 % (v/v) para reumedecimento por 15 minutos, conforme recomendado por Coutinho de Paula *et al.* (2017).

#### 4.5.2.2 Efeito de soluções químicas na recuperação das membranas

Os reagentes químicos usados neste estudo incluem ácido clorídrico (HCl), ácido cítrico (HCO<sub>3</sub>), hidróxido de sódio (NaOH), tetrasódio EDTA (Na<sub>4</sub>EDTA), permanganato de potássio (KMnO<sub>4</sub>) e bissulfito de sódio (NaHSO<sub>3</sub>).

Os procedimentos de limpeza foram avaliados considerando os procedimentos adotados pelos fabricantes das membranas e Wang *et al.* (2019). Diferentes tempos

de imersão, temperatura (T°C) e concentrações de soluções foram avaliados, visando maior eficiência das limpezas. Os procedimentos de limpeza testados nesse estudo são apresentados no Quadro 6.

**Quadro 6 - Procedimentos de limpeza testados para recuperação de membranas**

Limpeza	pH	T (°C)	Tempo de limpeza (h)
NaOH - 0,1% seguido de $C_6H_8O_7$ - 2%	11-12/2,5	25	12/12
NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,07%	12/2	30/45	24/24
NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/2	30/45	24/24
NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/3	30/45	24/24
NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/4	30/45	24/24
HCl - 0,07 %	1-2	35	24
HCl - 0,2 %	1-2	35	24
NaOH - 0,1 % + $Na_4EDTA$ - 1 %	12	30	24
NaOH - 0,1 %	11-12	30	24
$KMnO_4$ - 0,5 % + NaOH - 0,2 % seguido de $NaHSO_3$ - 0,2 %	12/4	25	1/1
$KMnO_4$ - 0,5 % + NaOH - 0,2 %	12	25	1/1

Fonte: Autora (2023)

O procedimento escolhido deveria possibilitar a recuperação da permeabilidade a um valor > 85% de permeabilidade em relação à membrana comercial nova de OI.

Anterior a cada procedimento de limpeza química, as membranas foram reumedecidas por imersão em solução 50% (v/v) etanol-água durante 15 minutos, conforme recomendado por Coutinho de Paula *et al.* (2017).

#### 4.5.2.3 Avaliação do uso das membranas recuperadas no tratamento de lixiviado

As membranas foram submetidas à permeação de amostras de lixiviado de aterro sanitário. Os ensaios foram realizados com pressão a 10 bar e vazão de 2,4 L/min, com base em Silva *et al.* (2019) que observou que tais condições possibilitam maior remoção de poluentes, maior fluxo de permeado e menor tendência à incrustação. O sistema de permeação foi operado em recirculação total, com medições de fluxo de

permeado realizadas periodicamente, bem como o monitoramento de temperatura e condutividade elétrica.

O sistema operou por 120 minutos e 420 minutos. Foram usados 2 L e 3L de lixiviado, respectivamente. Durante o tempo de permeação, o fluxo de permeado foi monitorado a cada 5 minutos e a condutividade elétrica a cada 15 min. Ao término dos ensaios de permeação foram realizadas caracterizações do permeado dos parâmetros DQO, amônia, pH, condutividade elétrica (CE), cor, cloreto e sólidos dissolvidos totais (SDT).

#### 4.5.2.4 Avaliação da estabilidade da membrana após limpezas químicas

A membrana utilizada no ensaio de 420 minutos foi lavada com NaOH 0,1% por 30 min e na sequência com HCl (pH 1-2) por 30 minutos. Após limpeza, repetiu-se o procedimento de permeação de 420 minutos com a mesma membrana. Ao término da permeação, foi realizada novamente a limpeza química, já mencionada anteriormente, e em seguida a membrana foi submetida à permeação por mais 420 minutos.

#### 4.5.3 Permeabilidade hidráulica e Rejeição Salina

Os ensaios de permeabilidade hidráulica foram realizados em todas as amostras de membranas utilizadas nesse estudo. A permeabilidade da membrana (expressa em  $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$ ) corresponde ao coeficiente angular da reta obtida pela regressão linear dos dados de fluxo de permeado ( $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ ) em função da pressão aplicada (bar), com valores de fluxo de permeado normalizados a 25 °C.

A determinação da permeabilidade foi precedida de um período de compactação mecânica da membrana com água deionizada até a estabilização do fluxo. A compactação é descrita por Coutinho de Paula *et al.* (2017) como a deformação mecânica irreversível da subcamada porosa da membrana (de suporte), quando a membrana é submetida a um gradiente de pressão.

As amostras de membranas foram submetidas aos ensaios de permeabilidade com água deionizada em volume de alimentação de 2 L. Foram adotadas três condições

de pressão (12, 10 e 8 bar) na vazão de 2,4 L.min<sup>-1</sup> em regime laminar (número de Reynolds estimado em 848), com recirculação total, no qual o concentrado e o permeado retornavam continuamente para o tanque de alimentação. A temperatura ambiente foi controlada em torno de 25 °C mediante o uso de chiller. O volume de permeado, a ser utilizado para o monitoramento da vazão do permeado, foi coletado em uma proveta durante um tempo pré-definido (1 a 2 min) até que 3 valores se repetissem. Para cada volume de permeado coletado, anotou-se a temperatura, utilizada para calcular o valor corrigido da viscosidade do fluido.

Na sequência, reduziu-se a pressão do sistema e esperou 10 minutos para repetir o monitoramento do volume e da temperatura no tanque de alimentação. Esse procedimento foi feito para todos os níveis de pressões avaliadas.

Os valores de fluxo de permeado foram normalizados e calculados conforme Equação 1.

$$JN = \frac{\Delta V}{A \cdot \Delta t} \frac{\mu(T)}{\mu(25^{\circ}\text{C})} \quad (1)$$

Sendo:

JN = fluxo normalizado a 25°C;

$\Delta V/\Delta t$  = volume de permeado pelo tempo (m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>);

A = área de permeação (m<sup>2</sup>);

$\mu(T)$  = viscosidade da água na temperatura do processo (Pa.s);

$\mu(25^{\circ}\text{C})$  = viscosidade da água na temperatura de 25°C (Pa.s).

Os testes de rejeição salina foram aplicados somente para as membranas recicladas que apresentaram melhor desempenho no tratamento de lixiviado.

Os testes de rejeição salina foram previstos para o presente estudo com o intuito de verificar se as membranas recicladas adquiriram características similares às membranas de NF (para as membranas recicladas).

Conforme protocolos de fabricantes, os testes de rejeição salina para membranas de NF usam solução salina padrão de sulfato de magnésio (MgSO<sub>4</sub>) a 2,0 g.L<sup>-1</sup>, pH 7,

temperatura de 25 °C, recuperação de 15%, pressão de 5 bar, sendo especificada rejeição > 97% para Mg<sup>2+</sup>.

O sistema foi alimentado com 2 L da solução salina padrão. Procedeu-se à ambientação da unidade de permeação mediante circulação da solução salina, no qual recomenda-se o descarte de 50% do volume permeado inicial, no caso 1 L. Na sequência, esvaziou-se a unidade e deu-se início ao teste de rejeição salina com o volume restante da solução. A corrente de permeado foi recolhida em tanque separado até atingir 15% de recuperação. O fluxo e a temperatura foram monitorados a cada 10 minutos. A temperatura foi mantida em 25°C com o auxílio de bolsas térmicas.

Medidas de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) foram tomadas (condutivímetro portátil Hanna HI 9835 com sonda de eletrodo modelo HI 76309) da solução salobra de alimentação e do permeado, convertidas em concentração de sal ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) por meio de uma curva de calibração.

A partir da variação da concentração de sal, definida pela medição de condutividade elétrica, no concentrado e no permeado é possível obter a taxa de rejeição, conforme a equação 2.

$$R\% = [1 - (C_p/C_A)] \times 100 \quad (2)$$

Onde:

R% = porcentagem de rejeição salina;

CP = concentração do permeado ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ );

CA = concentração da alimentação ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

Ao término do teste, a unidade de permeação foi esvaziada e lavada com água destilada, mediante circulação.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados experimentais do presente estudo estão organizados de modo a apresentar a etapa de avaliação e discussões sobre a aplicação das membranas recicladas (via tratamento oxidativo), seguida da etapa de estudo das membranas recuperadas (via limpeza química) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Importante considerar que as etapas assim sucedem em decorrência da experiência inicial ter tido como base a realização da reciclagem de membrana.

### 5.1 Membranas Recicladas

As membranas recicladas (MR) estudadas no presente trabalho foram obtidas a partir de membranas de OI-FCV doadas pelo PAD, procedendo-se com um protocolo de preparação das membranas e diferentes intensidades de contato (ppm.h) das amostras de membranas com hipoclorito de sódio, tal como detalhado na Tabela 6.

#### 5.1.1 Caracterização das membranas recicladas

As permeabilidades hidráulicas ( $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$ ), determinadas utilizando água destilada com pressões de 12, 10 e 8 bar, das membranas recicladas desenvolvidas nesse estudo, em comparação com membranas OI-FCV e membranas comerciais NF e OI são apresentadas na Tabela 7.

**Tabela 7 - Valores de permeabilidade hidráulica das membranas estudadas**

Membrana	Intensidade de contato (ppm.h)	Permeabilidade hidráulica ( $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$ )
MR1	30.000	37,21 ± 1,55
MR2	20.000	25,11 ± 1,52
MR3	15.000	23,31 ± 1,46
MR4	10.000	21,14 ± 0,04
MR5	8.000	15,82 ± 0,46
MR6	6.000	18,24 ± 0,16
OI-FCV	-	1,24
OI	-	4,11
NF	-	4,86

Fonte: Autora (2023)



As permeabilidades hidráulicas das membranas recicladas desenvolvidas nesse estudo foram de 37,21 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> (MR1), 25,11 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> (MR2), 23,31 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> (MR3), 21,14 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> (MR4), 15,82 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> (MR5) e 18,24 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> (MR6).

Em decorrência das membranas recicladas desenvolvidas terem sido oxidadas com NaClO (10-12%) puro, houve um maior favorecimento da degradação da camada seletiva das amostras de membrana.

De modo geral, os resultados experimentais correspondem à diferença esperada pela intensidade de contato a que cada membrana foi submetida, uma vez que, para uma maior intensidade de contato, considerando a mesma concentração de agente oxidante, espera-se que a membrana reciclada apresente maior permeabilidade, conforme exposto por Aguilar; Coutinho de Paula e Amaral (2023) e Coutinho de Paula *et al.* (2017). Esperava-se que a membrana reciclada MR6 (18,24 ± 0,16 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>) apresentasse permeabilidade menor que a membrana MR5 (15,82 ± 0,46 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>) uma vez que foi reciclada com uma menor intensidade de contato.

Pode-se observar uma divergência em relação aos resultados encontrados por García-Pacheco *et al.* (2018b), nos quais as membranas submetidas a uma maior concentração de cloro em um menor tempo de exposição tiveram a camada seletiva parcialmente degradada. García-Pacheco *et al.* (2018b) utilizando intensidade de contato de 10.000 ppm.h e 6.500 ppm.h para reciclagem de membranas SW30 em final de ciclo de vida, aplicadas na dessalinização de água, reportaram permeabilidades hidráulicas de 3,4 ± 0,1 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup> e 23, 3 ± 1,7 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>, respectivamente. A permeabilidade hidráulica das membranas recicladas a 6.500 ppm.h são similares à permeabilidade hidráulica da membrana MR3 (23, 3 ± 1,46 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>) desenvolvida nesse estudo, utilizando intensidade de contato de 15.000 ppm.h.

As membranas recicladas desenvolvidas nesse estudo apresentaram permeabilidades hidráulicas que variaram de 15,82 a 37,81 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>, na faixa de valores de permeabilidade hidráulica para membranas de UF comerciais

encontrados na literatura que variam de 10 a 50 L·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>·bar<sup>-1</sup> (GARCÍA-PACHECO *et al.*, 2015).

As permeabilidades hidráulicas das membranas recicladas apresentaram valores próximos aos encontrados por Aguilar (2021) (27,1 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>), García-Pacheco *et al.* (2018b) (30,2 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>) e Martínez *et al.* (2015) (27,1 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>). Tais membranas foram classificadas, por esses autores, como membranas de UF devido a apresentarem permeabilidades superiores às esperadas para membranas de NF.

As permeabilidades hidráulicas das membranas recicladas foram de 4 a 8 vezes superiores a membranas comerciais de NF (4,86 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>) e OI (4,11 L·h<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup>·bar<sup>-1</sup>) testadas nesse estudo.

Os testes de rejeição salina, conforme mencionado em etapas anteriores deste trabalho, foram realizados com o intuito de verificar se as membranas recicladas haviam adquirido características similares às membranas de NF. Portanto, os testes foram conduzidos com uso de solução padrão de MgSO<sub>4</sub> (2 g·L<sup>-1</sup>). No entanto, os ensaios poderiam ser realizados com solução padrão de NaCl (10 g·L<sup>-1</sup>) para fins de resultados mais precisos.

Os testes de rejeição salina foram realizados somente para as membranas recicladas selecionadas que apresentaram melhor desempenho no tratamento do lixiviado, sendo estas: MR1, MR3 e MR4.

A Tabela 8 apresenta os valores de rejeição salina das membranas que apresentaram bom desempenho para os diferentes parâmetros.

**Tabela 8 - Rejeição salina das membranas com melhor desempenho**

<b>Membrana</b>	<b>Rejeição Salina (%)</b>
MR1	15,9 ± 0,76
MR3	17,1 ± 1,66
MR4	17,7 ± 0,31

Fonte: Autora (2023)

Considerando os resultados obtidos, verificou-se que de fato correspondiam a membranas de UF devido a baixa rejeição salina para todas as membranas testadas. Os valores obtidos nos testes de rejeição salina (15,9% - MR1; 17,1% - MR3; e 17,7% - MR4) confirmam que as membranas recicladas apresentam características similares a membranas de ultrafiltração (UF) comerciais.

Os resultados da rejeição salina indicam a perda da seletividade da membrana, apontando para a degradação da camada de poliamida aromática.

A faixa de rejeição salina (15,86-17,67%) desse estudo é similar à reportada por Coutinho de Paula *et al.* (2018) (15%), em membranas recicladas de UF a partir de um módulo de NF, utilizando intensidade de contato de 3.520.000 ppm.h.

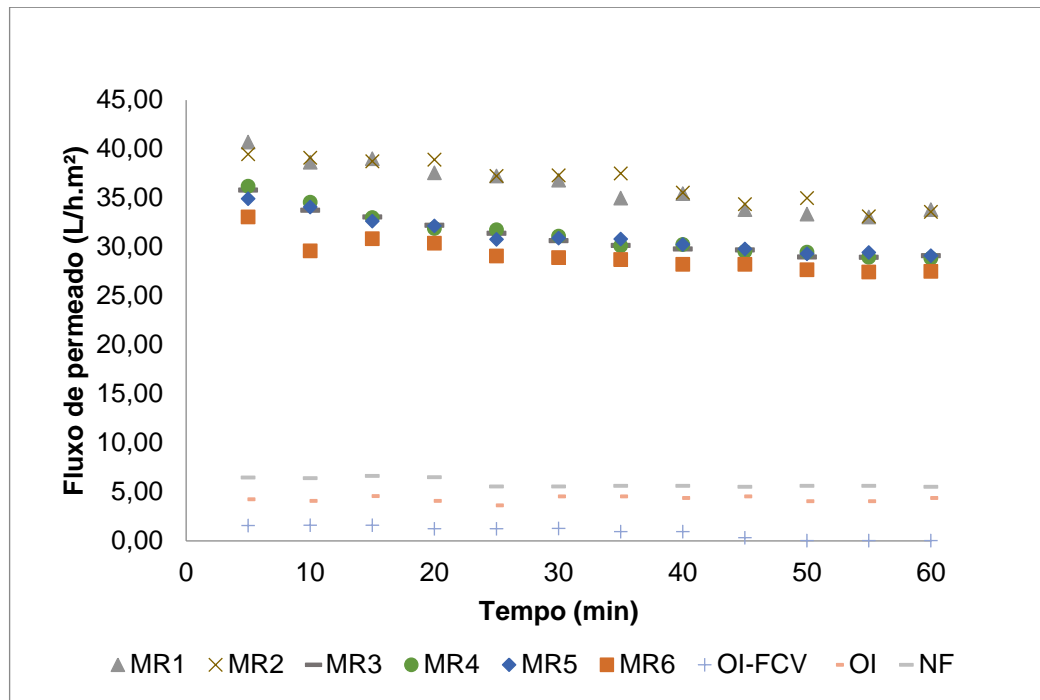
De acordo com Aguilar (2021) e García-Pacheco *et al.* (2018a), quanto maior a intensidade de contato da membrana com o agente oxidante, menor será a capacidade de rejeição salina, causado pela maior degradação da camada seletiva de poliamida aromática, conforme desejado.

Além disso, fatores como o tipo de incrustação e a origem de utilização das membranas podem afetar a reciclagem da membrana, e conseqüentemente influenciar na rejeição salina, daí a importância de limpezas químicas efetivas.

#### 5.1.2 Fluxo de permeado com membranas recicladas

O fluxo de permeado das membranas estudadas foi avaliado durante o período de uma hora, durante o tratamento do lixiviado de aterro sanitário com pressão de alimentação de 10 bar. Em caráter preliminar, procurou-se avaliar o desempenho das membranas recicladas em comparação a membranas de OI-FCV, bem como de OI e NF comerciais. O fluxo médio foi normalizado a 25 °C e a sua variação é apresentada na Figura 15.

**Figura 15 - Fluxo de permeado normalizado em função do tempo**



Fonte: Autora (2023)

Durante o tempo de ensaio, o declínio do fluxo se mostrou estável, e com pouca variação para as seis membranas avaliadas durante o tratamento do lixiviado, no tempo determinado, com baixa tendência à incrustação. No entanto, salienta-se a necessidade de realização de ensaios mais prolongados com vistas a verificar que a estabilidade e a baixa tendência à incrustação ao longo do tempo.

As membranas recicladas apresentaram fluxos bem acima dos fluxos das membranas novas de OI e NF, sugerindo que as mesmas não atingiram características das membranas de NF, mas sim de UF.

A membrana OI-FCV apresentou fluxo relativamente baixo, chegando a não apresentar fluxo a partir de 45 minutos de ensaio, o que pode ser justificado pela incrustação severa da membrana no seu último uso.

A Tabela 9 apresenta as médias de fluxo e permeabilidade operacional das membranas recicladas.

**Tabela 9 - Fluxo de permeado e permeabilidade operacional (10 bar) das membranas recicladas**

<b>Membrana</b>	<b>Média do fluxo de permeado (L/h.m<sup>2</sup>)</b>	<b>Permeabilidade Operacional (J/P)</b>
MR1	36,19	3,62
MR2	36,64	3,66
MR3	31,11	3,11
MR4	32,05	3,02
MR5	31,17	3,12
MR6	29,13	2,89
OI-FCV	0,88	0,088

Fonte: Autora (2023)

As membranas recicladas apresentaram médias de fluxo de permeado variando de 29,13 a 36,64 L/h.m<sup>2</sup>, similares aos obtidos por Alfaia *et al.* (2023) utilizando membranas de NF XN45 (36 L/h.m<sup>2</sup>) e de OI X201 (33 L/h.m<sup>2</sup>).

O menor fluxo de permeado foi observado para a membrana MR6, com média de 29,13 L/h.m<sup>2</sup>. Maiores fluxos de permeado foram observados para as membranas MR1 e MR2 com valores médios de 36,19 e 36,64 L/h.m<sup>2</sup>, respectivamente.

De modo geral, pode-se dizer que as membranas recicladas MR3, MR4, MR5 e MR6 apresentaram fluxos menores que as membranas MR1 e MR2, devido a apresentarem uma camada seletiva menos degradada pelo agente oxidante, conforme esperado. Valores reduzidos de fluxo são esperados para a membrana OI-FCV, haja vista as incrustações presentes na membrana, que levam à diminuição do fluxo de permeado.

### 5.1.3 Parâmetros de qualidade do permeado com membranas recicladas

O desempenho das membranas recicladas para o tratamento de lixiviado foi avaliado por meio da análise dos seguintes parâmetros de qualidade: pH, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO), cor e amônia. As concentrações e remoções de parâmetros avaliados do permeado obtido com o tratamento do lixiviado bruto pelas membranas utilizadas nesse estudo são apresentadas na Tabela 10.

**Tabela 10 - Concentrações e remoções dos parâmetros avaliados do permeado com as membranas utilizadas nesse estudo em relação ao lixiviado bruto (LB)**

Lixiviado / Membranas	Parâmetros – Concentração (Eficiência de remoção %)				
	pH	CE (mS/cm)	DQO (mg·L <sup>-1</sup> )	Cor (uC)	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> )
<b>LB</b>	<b>8,6</b>	<b>38,00</b>	<b>8425,3</b>	<b>9400,0</b>	<b>2464,00</b>
MR1	8,6	32,6 (14,2)	3634,47 (56,9)	1100,0 (88,3)	2301,6 (6,6)
MR2	8,6	32,2 (15,4)	3615,54 (57,1)	1620,0 (82,8)	2307,2 (6,4)
MR3	8,6	30,4 (20,0)	3449,84 (59,1)	1236,7 (86,8)	2310,9 (6,2)
MR4	8,5	29,9 (21,1)	3028,42 (64,1)	1306,7 (86,1)	2193,3 (11,0)
MR5	8,6	33,2 (12,6)	3621,85 (57,0)	2086,7 (77,8)	2200,8 (10,7)
MR6	8,5	32,8 (13,7)	3236,82 (61,6)	1920,3 (79,6)	2223,2 (9,8)
OI-FCV	8,9	6,9 (81,7)	386,00 (95,4)	230,0 (97,6)	-
NF	9,1	12,10 (68,2)	771,99 (90,8)	371,1 (96,1)	-
OI	9,0	5,13 (86,5)	297,54 (96,5)	78,1 (99,2)	-

O pH da alimentação não sofreu quaisquer ajustes com adição de HCl e/ou NaOH. Os valores de pH das amostras de permeado com as membranas recicladas, apresentaram valores similares ao valor do lixiviado bruto, assim indicando um pH alcalino. Os valores de pH atendem os valores exigidos pelas legislações pertinentes (BRASIL, 2011; COPAM, 2022) que exigem valores de pH entre 5-9.

Quando avaliada a condutividade elétrica das amostras de permeado coletadas após o tratamento de lixiviado bruto com as membranas recicladas, que está diretamente ligada à concentração de sais do permeado, é possível perceber uma redução de condutividade elétrica pouco expressiva. As eficiências de remoção das membranas recicladas variaram de 12,6 a 21,1 %, inferiores às eficiências de remoção das membranas OI-FCV (81,7%), NF (68,2%) e OI (86,5%).

A membrana MR4 apresentou remoção de condutividade similar aos valores de remoção encontrados por KOŠUTIĆ; DOLAR; STRMECKY (2014), de 25,5%, utilizando membrana de nanofiltração aberta tipo/modelo NF270.

Observa-se que as membranas recicladas mostraram uma capacidade de remoção de sais bastante inferior ao obtido para a membrana de NF comercial, o que reforça que as membranas recicladas desenvolvidas nesse estudo não atingiram características desse tipo de membrana.

Com relação à DQO, as membranas MR1, MR2 e MR5 apresentaram remoção em torno de 57%, enquanto as membranas MR3, MR4 e MR6 apresentaram valores de remoção de 59,1%, 64,1% e 61,6%, respectivamente. Observa-se que a remoção de DQO para as membranas recicladas foi modesta quando comparado à remoção especificada para a membrana comercial de NF.

Os percentuais de remoção de DQO das membranas recicladas desse estudo foram superiores aos obtidos por Saldanha *et al.* (2016) e Collado *et al.* (2020), que ao utilizarem membranas de UF para o tratamento de lixiviado obtiveram percentuais de remoção de 43% (concentração de lixiviado bruto de 493 mg/L e permeado de 277 mg/L) e 48%, respectivamente.

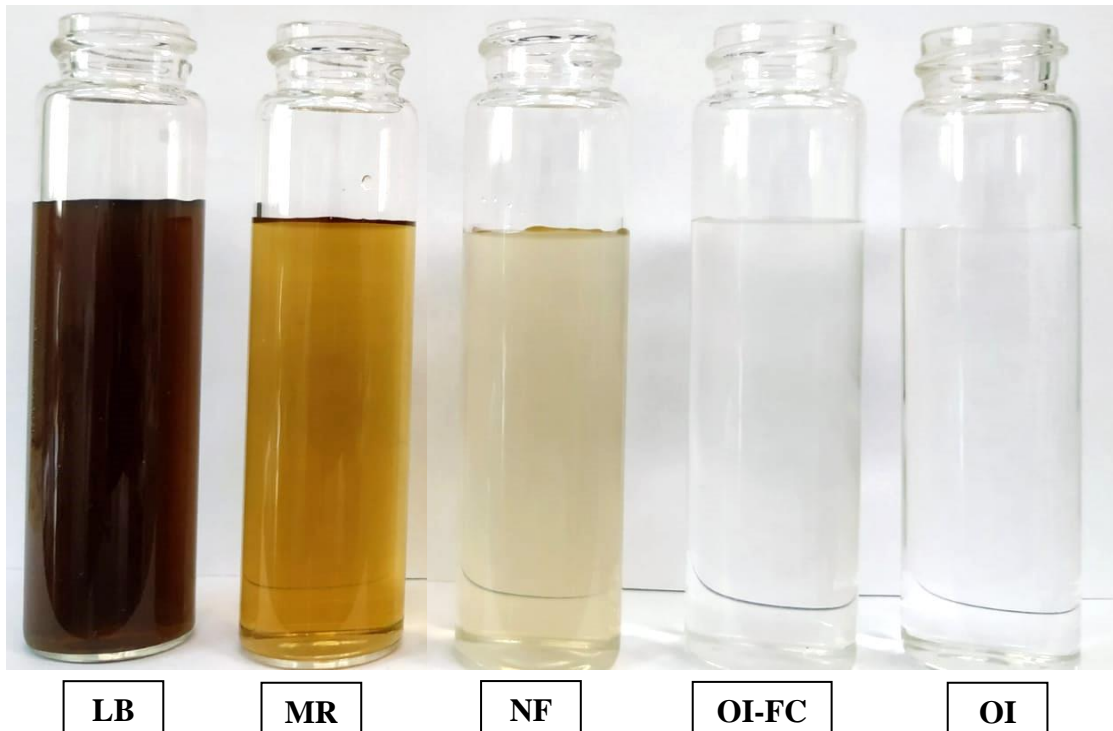
A membrana MR4 apresentou melhor desempenho no tocante à remoção de DQO. No entanto, ora a concentração de DQO, ora a eficiência de remoção, não atingiram os valores exigidos pelas legislações pertinentes (BRASIL, 2005; 2010; COPAM, 2022), que determinam concentração de 180 mg/L ou eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% para sistemas de lixiviados de aterros sanitários municipais.

Dentre todos os parâmetros avaliados no presente estudo, o melhor desempenho das membranas recicladas foi referente à remoção de cor, variando de 77,8 a 88,3%. A faixa de remoções está de acordo com o que se espera para membranas de UF. Saldanha *et al.* (2016) utilizando membranas de UF obteve remoção de cor de 73% (lixiviado bruto 1771 uC e permeado 465 uC).

As remoções de cor para as membranas comerciais NF, OI e OI-FCV foram de 96,1%, 99,2% e 97,6%, respectivamente. Silva *et al.* (2018) obtiveram percentuais de remoção de cor superiores a 95% utilizando membranas de NF, operando a 10 bar, para o tratamento de lixiviado, assim como Amaral *et al.* (2016) com valores de remoção de 99% (6 uH), para concentração de lixiviado bruto de 1.069 uH.

A Figura 16 ilustra o aspecto visual dos permeados gerados pelas diferentes membranas, utilizadas nesse estudo, em comparação com o lixiviado bruto.

**Figura 16 - Lixiviado Bruto e permeado das diferentes membranas utilizadas nesse estudo**



No tocante, ao parâmetro nitrogênio amoniacal a remoção foi bastante modesta. Os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal para a membrana MR4 foram similares aos encontrados por Alfaia *et al.* (2023) utilizando membranas de NF modelo NP010, com resultados de remoção de 11 % (880 mg/L).

Considerando que as membranas recicladas desenvolvidas nesse estudo apresentaram características similares a membranas de UF, conforme já apresentado anteriormente. Foi realizada análise de turbidez utilizando apenas a membrana MR4, que apresentou melhor eficiência quando comparada às outras membranas recicladas desenvolvidas. A membrana MR4 apresentou remoção de turbidez de 99,5% (0,69 NTU), conforme esperado para membranas com características de UF.

Com base no conjunto de resultados apresentados para condutividade elétrica, pH, DQO e cor aparente dos permeados obtidos, as diferentes intensidades de contato



adotadas na oxidação via imersão das membranas OI-FCV não apresentou efeitos diferentes de remoção, considerando-se a proximidade dos valores dos vários parâmetros.

No entanto, é importante salientar que as membranas OI-FCV apresentaram potenciais de remoção bastante similares às remoções das membranas comerciais novas de NF e OI, tendo como principal entrave o fluxo de permeado, pois foi bastante reduzido. Considera-se, portanto, que alternativas podem ser encontradas em limpezas eficientes das membranas OI-FCV, visando a recuperação do fluxo de permeado, que consiste na segunda etapa deste trabalho.

## **5.2 Membranas Recuperadas**

Em decorrência do baixo desempenho das membranas recicladas, desenvolvidas nesse estudo, no tratamento de lixiviado, optou-se por adotar outras estratégias utilizando as membranas de ambas às procedências (PAD e REGAP).

Assim, a segunda parte desse estudo teve como foco a investigação de procedimentos de limpeza química para fins de recuperação de membranas, garantindo às membranas recuperadas desempenho no tratamento de lixiviado.

Ressalta-se que as membranas utilizadas para o tratamento de água superficial, com foco na produção de água desmineralizada, geralmente não são utilizadas até o completo encerramento de sua vida útil, haja vista que uma pequena redução na rejeição por essas membranas seja suficiente para produzir água fora do padrão de qualidade requerido. Em razão, por essas membranas não estarem severamente incrustadas há uma maior facilidade em sua recuperação, o que propicia a utilização dessas membranas para aplicações que não demandem rejeições tão exigentes.

### **5.2.1 Avaliação de estratégias de limpeza com foco na recuperação de membranas**

Para avaliação de estratégias de limpeza foram empregados agentes químicos, isolados ou combinados, em diferentes tempos de imersão, concentrações e temperaturas, conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 - Procedimentos de limpeza e permeabilidades hidráulicas das membranas recuperadas

Membrana	Aplicação	Limpeza	pH	T (°C)	Tempo de limpeza (h)	Permeabilidade Hidráulica (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>2</sup> .bar <sup>-1</sup> )			% Rec
						Membrana nova	Antes da Limpeza	Após a limpeza	
AG4040FM		NaOH - 0,1% seguido de C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub> - 2%	11-12/2,5	25	12/12			1,7	41,5
AG4040FM		NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,07%	12/2	30/45	24/24			1,4	34,1
AG4040FM		NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/2	30/45*	24/24			0,8	19,5
AG4040FM		NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/3	30/45	24/24			1,7	41,5
AG4040FM	Tratamento	NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/4	30/45	24/24			1,3	31,7
AG4040FM	de água	HCl - 0,07 %	1-2	35	24	4,1 <sup>a</sup>	1,2	1,4	34,1
AG4040FM	salobra	HCl - 0,2 %	1-2	35	24			0,9	21,9
AG4040FM		NaOH - 0,1 % + Na <sub>4</sub> EDTA - 1 %	12	30	24			1,4	34,1
AG4040FM		NaOH - 0,1 %	11-12	30	24			0,6	14,6
AG4040FM		KMnO <sub>4</sub> - 0,5 % + NaOH - 0,2 % seguido de NaHSO <sub>3</sub> - 0,2 %	12/4	25	1/1			5,6	136,6
AG4040FM		KMnO <sub>4</sub> - 0,5 % + NaOH - 0,2 %	12	25	1/1			3,1	75,6
BW30-400		NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/2	30/45	24/24	3,6 <sup>b</sup>	1,2	4,4	122,2
B400 LE ASD	Tratamento	NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/2	30/45	24/24			4,2	107,7
B400 LE ASD	de água	KMnO <sub>4</sub> - 0,5 % + NaOH - 0,2 % seguido de NaHSO <sub>3</sub> - 0,2 %	12/4	25	1/1	3,9 <sup>c</sup>	1,3	9,3	238,5
BW30XFR-400	superficial	NaOH - 0,1 % seguido de HCl - 0,2%	12/2	30/45	24/24			4,7	156,7
BW30XFR-400		KMnO <sub>4</sub> - 0,5 % + NaOH - 0,2 % seguido de NaHSO <sub>3</sub> - 0,2 %	12/4	25	1/1	~3,0 <sup>d</sup>	1,6	9,4	313,3

**LEGENDA:** \* temperatura chegou a 60°C; **a:** permeabilidade hidráulica realizada nesse estudo (condições operacionais: Vazão= 2,4 L.min<sup>-1</sup>, pressão: 10,12 e 8 bar; **b:** Coutinho de Paula (2017); **c:** Lanxess (2013) ; **d:** DUPONT (2023).

Os percentuais de recuperação (Rec%) foram calculados para as membranas recuperadas em relação à permeabilidade das membranas de OI-FCV após reumedecimento seguido de limpeza química.

Observou-se que a média de permeabilidade para água deionizada das amostras da membrana AG4040FM do PAD foi de  $1,2 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , sendo cerca de 29% abaixo do valor médio determinado nos ensaios com amostras da membrana nova. Enquanto as membranas da REGAP do tipo BW30-400, B400 LE ASD e BW30XFR-400 apresentaram permeabilidade de 1,2, 1,3, 1,6  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , respectivamente.

A limpeza alcalina é recomendada como primeiro passo, quando não se observa diferença nos resultados de recuperação de permeabilidade (DUPONT, 2023). A limpeza alcalina, anterior à outra limpeza, pode ser vantajosa para tornar as incrustações mais porosas e vulneráveis à ação de outros agentes de limpeza (ANG *et al.*, 2011).

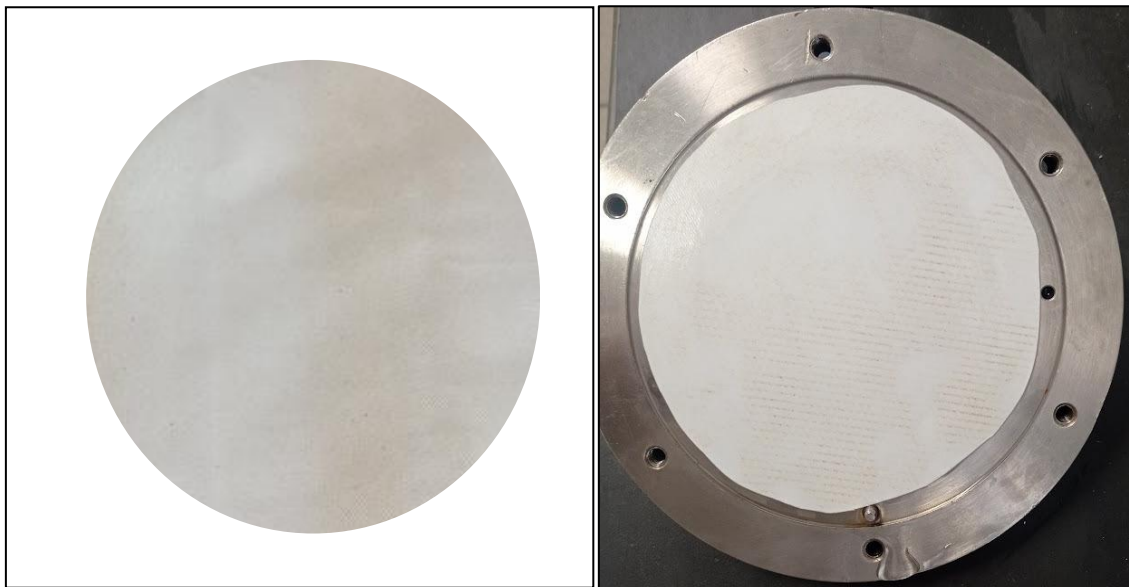
Diferentes tipos de limpeza, isolada ou combinada, foram aplicadas às membranas provenientes do PAD. No entanto as limpezas ácida e alcalina não se mostraram eficientes na recuperação dessas membranas, mesmo em diferentes combinações, concentrações, temperaturas e tempos de imersão.

Não foi observado benefício do uso isolado do NaOH na concentração de 0,1% (m/m) e do HCl nas concentrações de 0,07 % (p/v) e 0,2% (p/v). Também não foram observadas eficiências no uso de ambos os agentes de limpeza de modo combinado. Pode-se inferir que a baixa eficiência das soluções alcalina e ácida, pode estar relacionada à perda de desempenho da membrana em decorrência da natureza da incrustação presente nas membranas e/ou do armazenamento inadequado destas.

Ao verificar que as limpezas alcalinas e ácidas não foram eficientes, optou-se por aplicar limpeza utilizando  $\text{KMnO}_4$  (0,5 %) + NaOH (0,2 %) seguido de  $\text{NaHSO}_3$  (0,2 %) por imersão durante 60 min (cada etapa da limpeza), em temperatura ambiente ( $25^\circ\text{C}$ ), conforme apresentado na Tabela 11.

O aumento na permeabilidade hidráulica das membranas do PAD utilizando a limpeza mencionada pode ser observado, com aumento de permeabilidade hidráulica de 1,2 para 5,6  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , obtendo recuperação de 136,59% em relação à membrana comercial nova. Visualmente, pouca diferença foi observada, antes e após a limpeza, conforme pode ser observado na Figura 17.

**Figura 17 – Membrana proveniente do PAD antes e após a limpeza com  $\text{KMnO}_4$  (0,5 %) +  $\text{NaOH}$  (0,2 %) seguido de  $\text{NaHSO}_3$  (0,2 %)**



Fonte: Autora (2023)

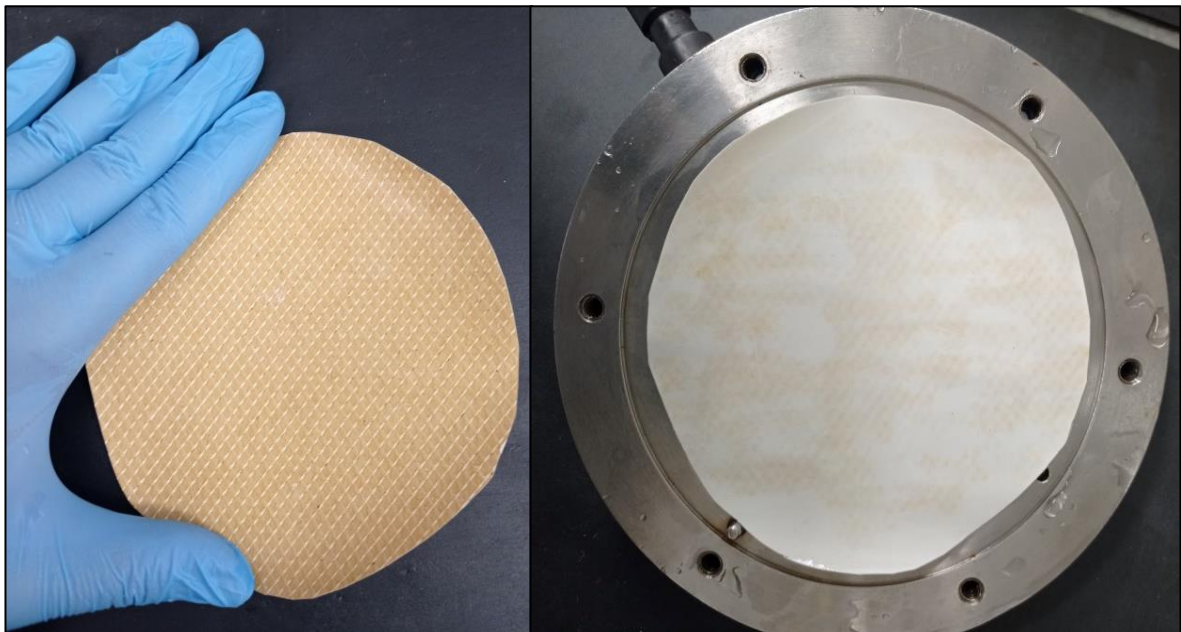
Visando a redução de custos com reagentes químicos, optou-se pela avaliação da limpeza somente com  $\text{KMnO}_4$  (0,5 %) +  $\text{NaOH}$  (0,2 %) para as membranas do PAD, obtendo resultado de permeabilidade de 3,1  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , abaixo do valor da permeabilidade da membrana nova (4,1  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ ). Assim, foi possível considerar que apenas os dois agentes de limpeza não foram suficientes para a recuperação da permeabilidade da membrana em comparação com a membrana nova, o que ressaltou a importância do uso da limpeza completa.

Conforme referenciado na literatura, o  $\text{NaHSO}_3$ , por ser um ácido fraco, torna-se eficaz na remoção de poluentes como carbonatos e óxidos metálicos na membrana (YANG, LI, HUANG; 2013). Assim, considerando que houve um aumento de

permeabilidade da membrana após a limpeza com  $\text{NaHSO}_3$ , pode-se inferir que a membrana apresentava incrustações por esses poluentes.

Para as membranas provenientes da REGAP, os resultados de permeabilidade hidráulica das amostras de membranas evidenciaram que a sequência de limpeza alcalina ( $\text{NaOH}$ -0,1%) – ácida ( $\text{HCl}$ -0,2%), recomendadas pelo fabricante das membranas, imersas em um tempo de 24 horas para cada etapa da limpeza, apresentou eficiência na recuperação das membranas. O efeito do aumento de permeabilidade hidráulica foi observado para todas as membranas com um aumento de valores médios de 1,1 para  $4,4 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , de 1,3 para  $4,2 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  e de 1,6 para  $4,7 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  para as membranas BW30, B400-LE-ASD, BW30XFR-400, respectivamente. Para efeitos de recuperação com relação às permeabilidades das membranas novas, foram observadas recuperações de 122,2%, 107,7% e 156,7%, respectivamente. A Figura 18 ilustra a membrana REGAP antes e após a limpeza com a solução de limpeza.

**Figura 18 - Membrana proveniente da REGAP antes e após a limpeza com  $\text{NaOH}$ -0,1% +  $\text{HCl}$ -0,2%**



Fonte: Autora (2023)

Recuperações, para as membranas da REGAP, também foram verificadas utilizando a limpeza  $\text{KMnO}_4$  (0,5 %) +  $\text{NaOH}$  (0,2 %) seguido de  $\text{NaHSO}_3$  (0,2 %), porém as

permeabilidades hidráulicas ficaram cerca de duas vezes superior à permeabilidade das membranas novas, o que pode indicar a degradação parcial da camada de poliamida aromática, o que não atende ao objetivo dessa etapa do estudo.

Considerando os resultados apresentados, com relação ao desempenho das limpezas químicas aplicadas às membranas desse estudo, optou-se por selecionar a solução de limpeza alcalina (NaOH-0,1%) + ácida (HCl-0,2%) e a solução de limpeza  $\text{KMnO}_4$  (0,5 %) + NaOH (0,2 %) para a recuperação das membranas da REGAP e do PAD, respectivamente.

#### 5.2.2 Avaliação da reprodutibilidade das membranas e potencial das membranas recuperadas para aplicação no tratamento de lixiviado

A avaliação da reprodutibilidade das membranas recuperadas foi avaliada quanto aos resultados de permeabilidade hidráulica e fluxo de permeado com lixiviado, enquanto o potencial da membrana recuperada no tratamento de lixiviado foi avaliado por meio da análise dos resultados dos parâmetros de qualidade.

Primeiramente serão apresentados os resultados, e sua respectiva discussão destes, das membranas provenientes do PAD (AG4040FM), utilizadas na dessalinização de água. Posteriormente, serão apresentados e discutidos os resultados das membranas provenientes da REGAP (BW30-400, BW30XFR-400 e B400 LE ASD), anteriormente aplicadas ao tratamento de água superficial.

Os resultados dos ensaios realizados, durante 120 minutos, utilizando as membranas recuperadas do PAD são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Resultados ensaios com lixiviado, durante 120 min, utilizando as membranas recuperadas do PAD

Identificação	Permeabilidade hidráulica (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> .bar <sup>-1</sup> )	Fluxo Permeado do lixiviado (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )	Parâmetros - Concentrações (Remoção %)						
			DQO (mg·L <sup>-1</sup> )	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> )	CE (mS/cm)	pH	Cor (uC)	Cloreto (mg·L <sup>-1</sup> )	SDT (mg·L <sup>-1</sup> )
<b>LB</b>	-	-	<b>8425,3</b>	<b>2464,0</b>	<b>38,0</b>	<b>8,6</b>	<b>9400,0</b>	<b>3199,0</b>	<b>13813,8</b>
AG4040FM (1) – E	5,0	8,6	712,1 (91,5)	1290,4 (47,6)	15,1 (60,3)	8,9 -	61,0 (99,4)	1420,4 (55,6)	26,0 (99,8)
AG4040FM (1) – S	6,5	15,7	393,7 (95,3)	1648,5 (33,1)	17,3 (54,5)	8,6 -	47,7 (99,5)	1756,3 (45,1)	14,0 (99,9)
AG4040FM (2) – E	5,9	17,5	461,2 (94,5)	1562,0 (36,6)	18,9 (50,3)	8,7 -	41,5 (99,6)	2303,3 (28,0)	16,0 (99,9)
AG4040FM (2) – S	5,9	20,5	422,6 (95,0)	1883,1 (23,6)	21,0 (44,7)	8,7 -	86,0 (99,1)	2027,4 (36,6)	15,0 (99,9)
AG4040FM (3) – E	6,4	16,1	636,7 (92,4)	1549,7 (37,1)	18,2 (52,1)	8,8 -	48,0 (99,5)	1811,4 (43,4)	15,0 (99,9)
AG4040FM (3) – S	4,5	8,3	668,2 (92,1)	1253,3 (49,1)	15,1 (60,3)	8,9 -	56,0 (99,4)	1547,5 (51,6)	25,0 (99,8)
Média	5,7	14,5	549,1	1531,2	17,6	8,8	56,7	1811,0	19,0
Desvio-padrão	0,8	4,9	138,8	234,1	2,3	0,1	15,9	320,7	6,0
Coeficiente de variação (%)	14	34,2	25,3	15,3	13,0	1,6	28,1	17,7	30,0

**LEGENDA:** E: entrada; S: saída.

Fonte: Autora (2023)

De modo geral, as membranas recuperadas, obtidas a partir de membranas de OI (AG4040FM), apresentaram permeabilidade hidráulica média de  $5,7 \pm 0,8 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  e, fluxo de permeado médio de  $14,5 \pm 4,9 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Quando avaliadas as permeabilidades das amostras de membranas retiradas da entrada e da saída do módulo pouca variação foi observada.

A membrana 1 apresentou permeabilidades de 5,0 e 6,5  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ . Apesar de as amostras de membrana do módulo de membrana 1 terem apresentado valores de permeabilidades próximos, ao tratar lixiviado foram observados fluxos de permeado bastante diferentes, com menor fluxo na amostra de membrana da entrada (8,6  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) e maior fluxo na amostra de membrana da saída (15,7  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ). O menor fluxo de permeado pode ser associado à presença de incrustação nessa amostra de membrana. Considera-se que maiores fluxos de permeado estão relacionados à menor tendência a incrustação.

No caso observado, a amostra de membrana com maior permeabilidade, portanto com maior passagem de solventes, apresentou permeado com menores concentrações de DQO (393,7  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Cor (47,7 uC) e SDT (14,0  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) em comparação com a amostra de membrana com menor permeabilidade que apresentou permeado com maiores concentrações de DQO (712,1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Cor (61,0 uC) e SDT (26,0  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Em contrapartida, concentrações de amônia (1290,4  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), CE (15,1 mS/cm) e cloreto (1420,4  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) foram superiores para as membranas que permitiam menor passagem de solventes do que para as membranas com maior passagem de solventes (DQO de 1648,5  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; CE de 17,3 mS/cm e; cloreto de 1756,3  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

O módulo de membrana 2 apresentou a mesma permeabilidade hidráulica 5,9  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  para as diferentes amostras de membranas (na entrada e na saída). Os fluxos de permeados com lixiviado foram próximos, sendo de 17,5 e 20,5  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , respectivamente. As remoções de DQO (94,5 e 95,0%), Cor (99,6 e 99,1) e SDT (99,9%) foram similares para ambas as amostras de membranas. Diferenças foram observadas nas remoções de amônia (36,6 e 23,6%), CE (50,3 e 44,7%) e cloreto (28,0 e 36,6%). A amostra de membrana com menor fluxo de permeado apresentou maiores remoções à amônia e condutividade, enquanto a de maior fluxo apresentou maior remoção de cloreto.

A membrana 3 apresentou diferença expressiva entre as duas amostras de membranas, com permeabilidade de 6,4 e 4,5  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , e fluxos de permeado de 16,1 e 8,3  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Em termos de remoção de DQO, as amostras de membranas apresentaram remoções similares, com concentrações de 636,7  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (92,4%) e



668,2 mg·L<sup>-1</sup> (92,1%). Similaridades também foram observadas para os parâmetros, em termos de remoção de cor (99,5 e 99,4%) e SDT (99,9 e 99,8%). As amostras de membrana com menores permeabilidade e fluxo de permeado apresentaram maior remoção dos parâmetros amônia, condutividade elétrica e cloreto em relação à amostra com maior permeabilidade e maior fluxo de permeado.

As amostras de membrana com maior eficiência na remoção dos parâmetros DQO, cor e SDT foram as que apresentaram maior permeabilidade hidráulica. Enquanto que para os parâmetros amônia, condutividade e cloreto, a grande maioria, apresentou melhor eficiência com as membranas com menores permeabilidades hidráulicas. Em contraste, a maior rejeição de poluentes, levaria a uma tendência de menor permeabilidade da membrana, e menor resistência na incrustação.

Os valores de SDT estão relacionados à presença de materiais orgânicos e inorgânicos dissolvidos no lixiviado. As concentrações de SDT foram relativamente baixas para o permeado obtido de todas as membranas, com percentuais de remoção superiores a 99%, o que demonstra baixa presença de materiais dissolvidos no permeado.

O lixiviado de aterro sanitário utilizado nesse estudo apresentou elevadas concentrações de DQO, que está relacionada à alta resistência orgânica do lixiviado. Foram registradas altas eficiências de remoção de DQO para todas as amostras de membranas AG4040FM, com eficiências de remoção superiores a 90%. Os valores de DQO ficaram dentro dos padrões de lançamentos exigidos pela legislação estadual (remoção de no mínimo 70% para lixiviados de aterro sanitário) (COPAM, 2022).

As concentrações de cloreto no permeado foram bastante elevadas nesse estudo, com remoções modestas que variaram de 28,0 a 55,4% entre as membranas AG4040FM.

As concentrações de amônia no permeado foram bastante elevadas com concentração média de 1531,2 mg·L<sup>-1</sup> e, remoção variando de 23,6% a 49,1%. O teor de amônia permaneceu acima dos limites regulatórios brasileiros de 20 mg·L<sup>-1</sup>

(BRASIL, 2011; COPAM, 2022). Salienta-se que uma maior rejeição de  $\text{NH}_3\text{-N}$  pode ser observada em ambientes acidificados, devido ao nitrogênio amoniacal se dissociar mais na forma de  $\text{NH}_4^+$  nesses ambientes, os íons  $\text{NH}_4^+$  formam sais de amônio com os ânions  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , que dificultam a passagem do nitrogênio amoniacal pela membrana (ALFAIA *et al.*, 2023). Portanto, devido o lixiviado bruto apresentar pH alcalino, uma menor rejeição é esperada. À medida que a amônia se encontra em elevadas concentrações no lixiviado bruto, alternativas para recuperação da amônia podem ser estudadas.

Por sua vez, os valores de condutividade elétrica apresentaram média de 17,6 mS/cm, com percentuais variando de 15,1 a 21,0% em relação ao lixiviado bruto que apresentava 38,0 mS/cm. A condutividade elétrica em aterros sanitários está associada à presença de cloretos e nitrogênio amoniacal. Portanto, quanto maior a concentração desses poluentes no lixiviado, maior será a condutividade elétrica, conforme foi evidenciado nesse estudo.

Quanto aos valores de pH, todos os permeados foram condizentes à faixa de referência, ou seja, entre 5,0 e 9,0 (CONAMA, 2022; BRASIL, 2011).

Em síntese, a avaliação das eficiências de rejeição para os diversos parâmetros avaliados na amostra de permeado das membranas recuperadas do PAD forneceu a seguinte sequência: SDT > cor > DQO > cloreto > amônia.

Pode-se afirmar que as membranas AG4040FM apresentaram bom desempenho em termos de fluxo de permeado e potencial de tratamento de lixiviado, especialmente quando avaliados os parâmetros SDT, cor e DQO, para a maioria dos parâmetros analisados, durante 120 minutos.

Todas as membranas recuperadas, obtidas a partir de membranas de OI (AG4040FM), demonstraram potencial para reprodutibilidade quando avaliadas em termos de fluxo de permeado e permeabilidade hidráulica. As permeabilidades hidráulicas das amostras de membranas ficaram próximas às da membrana comercial nova testada nesse estudo ( $4,1 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ ) em etapas anteriores.

A Tabela 13 apresenta os resultados de ensaio com as membranas recuperadas da REGAP.

**Tabela 13 - Resultados ensaios com lixiviado, durante 120 min, utilizando as membranas recuperadas da REGAP**

Identificação	Permeabilidade hidráulica (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> .bar <sup>-1</sup> )	Fluxo Permeado-Lixiviado (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )	Parâmetros - Concentrações (Remoção %)						
			DQO (mg·L <sup>-1</sup> )	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> )	CE (mS/cm)	pH	Cor (uC)	Cloreto (mg·L <sup>-1</sup> )	SDT (mg·L <sup>-1</sup> )
<b>LB</b>	-	-	<b>8425,3</b>	<b>2464,0</b>	<b>38,0</b>	<b>8,6</b>	<b>9400,0</b>	<b>3199,0</b>	<b>13813,8</b>
BW30-400 (1) – E	4,4	5,8	1500,0 (82,2)	987,8 (59,9)	12,0 (68,4)	8,9 -	93,0 (99,0)	1775,4 (44,5)	8,4 (99,9)
BW30-400 (2) – S	4,6	7,0	626,1 (89,0)	1278,0 (48,1)	13,2 (65,3)	8,8 -	109,0 (98,8)	1535,5 (52,0)	13,6 (99,9)
BW30XFR- 400 (1) – E	4,7	1,9	1168,8 (86,1)	617,4 (74,9)	10,9 (71,3)	8,6 -	68,0 (99,3)	2740,0 (14,3)	10,9 (99,9)
BW30XFR- 400 (2) – S	4,9	2,8	560,4 (93,3)	919,9 (62,7)	10,1 (73,4)	8,9 -	89,0 (99,1)	1283,6 (59,9)	4,1 (99,9)
B400 LE ASD (1) – E	4,2	6,0	627,9 (92,5)	1197,8 (51,4)	13,7 (63,9)	8,8 -	155,0 (98,4)	1775,4 (44,5)	8,7 (99,9)
B400 LE ASD (2) – S	5,1	6,6	626,1 (92,6)	1259,5 (48,9)	14,4 (62,1)	8,9 -	247,0 (97,4)	1403,6 (56,1)	19,5 (99,9)
Média	4,7	5,0	901,0	1022,8	12,4	8,8	126,8	1752,3	10,9
Desvio-padrão	0,3	2,1	373,4	271,5	1,7	0,1	65,7	522,5	5,3
Coefficiente de variação (%)	7,4	42,5	41,4	26,5	13,6	1,3	51,8	29,8	48,5

**LEGENDA:** E: entrada; S: saída.

Fonte: Autora (2023)

Poucas diferenças foram observadas com relação à permeabilidade hidráulica e fluxo de permeado com lixiviado quando comparadas as amostras de membranas na entrada e na saída do módulo para todas as amostras de membranas.

As membranas BW30-400 apresentaram permeabilidade de 4,4 e 4,6  $\text{L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , com fluxos de permeado de 5,8 e 7,0  $\text{L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , respectivamente. As amostras de membranas apresentaram valores de permeabilidade hidráulica próximos aos obtidos por Coutinho de Paula (2017) ( $3,6 \text{ L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ ) para membranas BW30-400, adotando as mesmas condições operacionais adotadas nesse estudo.

Em contraste, a membrana BW30XFR-400 apresentou permeabilidades de 4,7 e 4,9  $\text{L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , com baixos fluxos de permeado de 1,9 e 2,8  $\text{L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , ao tratar o lixiviado de aterro sanitário. Conforme o fabricante das membranas BW30XFR-400, a permeabilidade é de  $3,0 \text{ L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  (DUPONT, 2023). No entanto, importante considerar que esse valor é adquirido utilizando solução salina, e não especificamente água, conforme este estudo. Portanto, espera-se uma maior permeabilidade.

As amostras de membranas B400 LE ASD apresentaram permeabilidade de 4,2 e 5,1  $\text{L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  com fluxos de permeado de 6,6 e 5,0  $\text{L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , respectivamente. A permeabilidade hidráulica conforme fabricante é de aproximadamente  $3,9 \text{ L/h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  (LANXESS, 2013), utilizando solução salina. Logo, considera-se que a permeabilidade hidráulica obtida com amostra de membranas da entrada ficou similar ao fornecido pelo fabricante da membrana. Ressalta-se que não foi encontrado nenhum trabalho que tenha utilizado esse tipo/modelo de membrana, o que dificultou a comparação.

Importante considerar que, as amostras de membranas BW30-400 e BW30XFR-400 apresentaram permeabilidades hidráulicas similares, porém menores fluxos de permeado bastante reduzidos foram observados, ao tratar lixiviado, utilizando amostras de membranas BW30XFR-400. Tal fato pode estar associado com a alta tendência à incrustação da membrana BW30XFR-400.

O ótimo desempenho de fluxo de permeado das membranas B400 LE ASD e BW30-400 pode ser explicado em função das características de alta rejeição de compostos orgânicos e baixa tendência de incrustação dessas membranas.

O maior desempenho na remoção de DQO foi alcançado por uma amostra de membranas BW30XFR-400 (2), com remoção de 93,3%. As amostras de membranas B400 LE ASD apresentaram remoções de 92,5 e 92,6%. As menores remoções foram observadas para as membranas BW30-400 (82,2%). As remoções de DQO para todas as membranas recuperadas estão em conformidade com os padrões de lançamentos de efluentes estabelecidos pela legislação estadual (COPAM, 2022).

Quando avaliada as remoções de sólidos totais dissolvidos, todas as membranas apresentaram o mesmo percentual de remoção (99,9%), variando em termos de concentrações. A amostra de membrana BW30XFR-400 (2) apresentou as menores concentrações de SDT ( $4,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

Os percentuais de condutividade do lixiviado bruto foram bem expressivos, assim como melhores eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal foram observadas para todas as membranas.

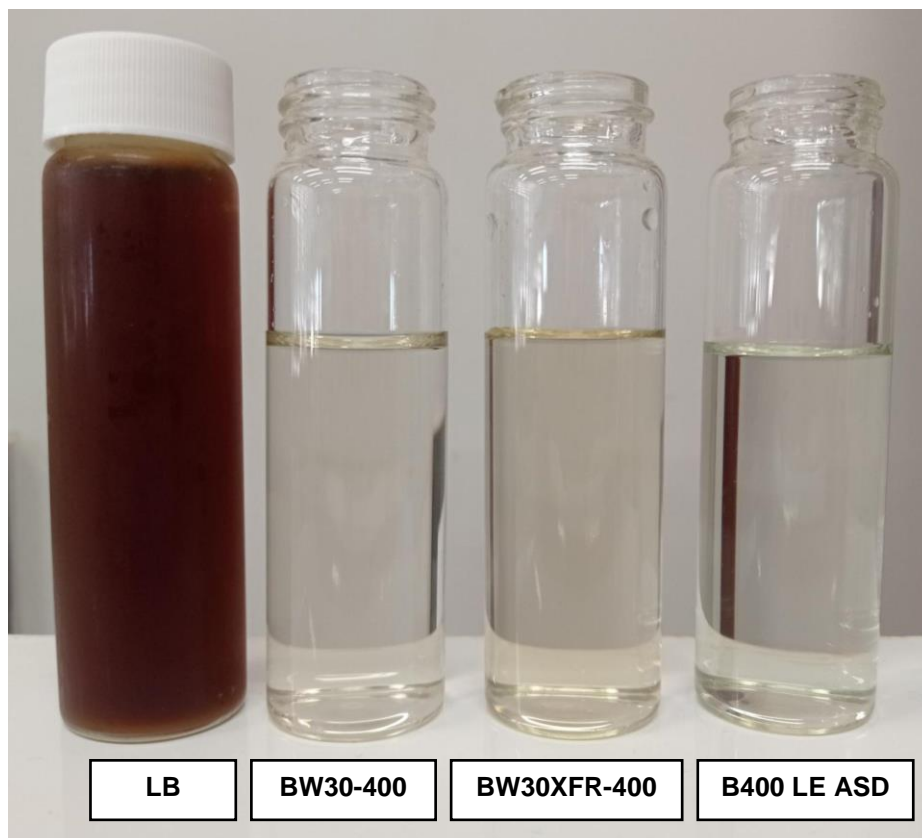
Todas as membranas recuperadas avaliadas no presente estudo mostraram-se eficientes na remoção de DQO, apresentando eficiências de remoção maiores que o previsto pela DN CNRH COPAM nº 08/2022 e Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011 (eficiência de remoção mínima de 70% para lixiviado de aterros sanitários). Os valores de remoção de DQO se assemelham ao encontrado por Kosutic *et al.* (2014) utilizando membranas de OI e NF (94,6%) alimentadas por lixiviado após processo de coagulação utilizando cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) como agente coagulante.

A amostra de membrana BW30XFR-400 (1) apresentou melhor remoção de amônia, o que pode ter sido devido apresentar menor valor de pH. Conforme, já mencionado, valores mais baixos de pH na alimentação, tendem a apresentar maiores eficiências de rejeição de nitrogênio amoniacal. Nenhuma das membranas atingiu o valor

padrão de lançamento (até  $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) estabelecido pelas legislações DN CNRH COPAM nº 08/2022 e Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011.

Com relação ao parâmetro cor, as membranas recuperadas apresentaram elevada eficiência de remoção. As maiores remoções foram obtidas utilizando as membranas BW30XFR-40 (99,3 e 99,1%) BW30-400 (99 e 98,8%) e, as menores remoções obtidas com membranas B400 LE ASD (97,4 a 98,4%). O aspecto visual dos permeados obtidos a partir das membranas recuperadas é apresentado na Figura 19.

**Figura 19 - Lixiviado bruto e permeados obtidos utilizando as membranas RG1, RG2 e RG3**



Considerando a permeabilidade hidráulica e os fluxos de permeado das membranas recuperadas, os desempenhos obtidos pelas membranas BW30-400 e B400 LE ASD, indicam a reprodutibilidade dos resultados de eficiência para a recuperação das membranas, com pouca interferência na camada seletiva das membranas. Portanto, o processo é estável e passível de reprodução. No tocante, ao potencial de aplicação no tratamento de lixiviado todas as membranas recuperadas se mostraram satisfatórias.

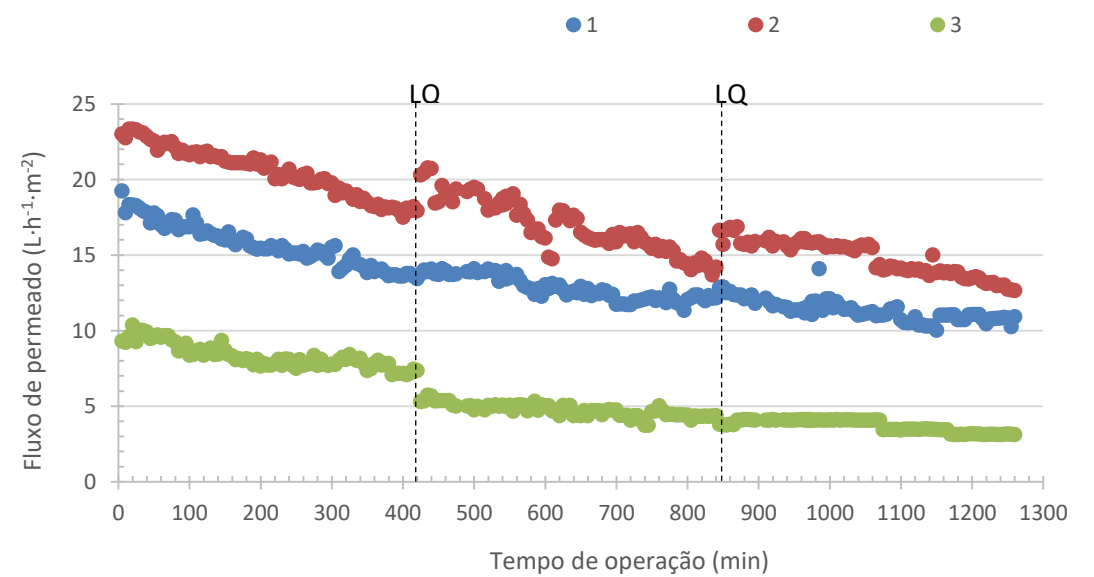
### 5.2.3 Avaliação da estabilidade da membrana no tratamento de lixiviado

A unidade experimental foi alimentada com 3 litros de lixiviado bruto e operada usando membranas recuperadas AG4040FM (utilizadas para fins de dessalinização) e membranas recuperadas BW30-400, BW30XFR-400 e B400 LE ASD (utilizadas para fins de desmineralização de água). Após os experimentos de incrustação acelerada, foram realizadas limpezas químicas na membrana, conforme descrito no tópico 4.5.2.4.

O fluxo de permeado ( $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) normalizado a  $25^\circ\text{C}$  das membranas recuperadas em função do tempo, ao longo de 1260 minutos de permeação (não contínua) de lixiviado à pressão de 10 bar, para os diferentes grupos de membranas.

A Figura 20 mostra o fluxo de permeado e as sequências de limpezas químicas para as membranas recuperadas provenientes do PAD.

**Figura 20- Fluxo de permeado, durante 1260 minutos, com membranas AG4040FM (PAD)**



Fonte: Autora (2023)

Nos primeiros 420 minutos de ensaio, a amostra de membrana 1 apresentou fluxo de permeado médio de  $15,7 \pm 1,4 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Após a primeira LQ houve uma queda do fluxo de permeado para  $12,8 \pm 0,8 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . É possível notar uma estabilidade e pouca queda de fluxo de permeado após a segunda LQ, com valores médios de fluxo de permeado de  $11,3 \pm 0,7 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ .

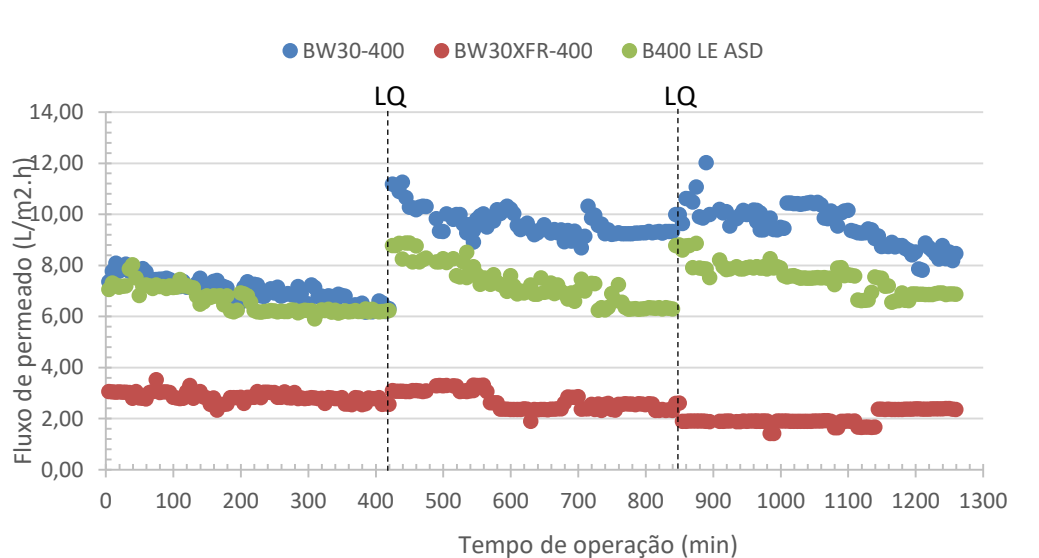
Por sua vez, a amostra de membrana 2 apresentou fluxo de permeado de  $20,5 \pm 1,6 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . O fluxo de permeado foi para  $16,9 \pm 1,8 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  e  $14,8 \pm 1,2 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , após a primeira e a segunda LQ, respectivamente. Assim como na amostra de membrana 1, houve uma queda de fluxo não tão significativa e pouca variação na estabilidade da membrana ao longo do tempo de ensaio.

A amostra de membrana 3 apresentou fluxo de permeado de  $8,3 \pm 0,8 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . A queda de fluxo de permeado foi mais expressiva para a membrana 3 ao longo do tempo de ensaio, após a primeira LQ, com valor médio de  $4,8 \pm 0,4 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . O fluxo de permeado após a segunda LQ foi de  $3,7 \pm 0,4 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ .

Dentre as amostras de membranas avaliadas, a membrana 2 foi a que registrou maior fluxo de permeado ao tratar lixiviado de aterro sanitário. Enquanto que a membrana 3 apresentou menor fluxo de permeado. Todas as amostras de membranas AG4040FM tiveram comportamento similar quanto ao declínio do fluxo do permeado, durante as primeiras horas de permeação, que pode estar relacionado ao acúmulo de incrustações na membrana, que podem ser reversíveis ou irreversíveis, conforme descrito por Tang; Chong; Fane (2011).

Para as membranas recuperadas provenientes da REGAP foram observadas diferenças nos resultados dos ensaios realizados.

**Figura 21 - Fluxo de permeado, durante 1260 minutos, de ensaio com membranas da REGAP**



Fonte: Autora (2023)



A membrana BW30-400 apresentou fluxo de permeado médio de  $7,0 \pm 0,5 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , nos primeiros 420 minutos. Após 220 minutos de ensaio, foi observado um declínio de fluxo, que pode ser atribuído a um depósito de incrustações na membrana nas primeiras horas de ensaio. Porém, uma estabilidade de fluxo de permeado é observada. Após a primeira LQ, a membrana BW30-400 apresentou um aumento de fluxo de permeado para  $9,6 \pm 0,5 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Considera-se que a limpeza química, permitiu a recuperação parcial da permeabilidade da membrana, estendendo seu tempo de uso, conforme evidenciado por Lejarazu-Larrañaga *et al.* (2022). O fluxo de permeado médio se manteve em  $9,6 \pm 0,8 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , após a segunda LQ.

A membrana B400 LE ASD, durante os 420 minutos de ensaio iniciais, apresentou fluxo de permeado médio de  $6,6 \pm 0,5 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , com estabilidade de fluxo após as primeiras horas de ensaio. Para a membrana B400 LE ASD foi observado aumento de fluxo de permeado após ambas as limpezas químicas, sendo de  $7,3 \pm 0,8 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  após a primeira LQ e de  $7,5 \pm 0,6 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  após a segunda LQ.

A membrana BW30XFR-400 apresentou fluxos de permeados relativamente inferiores às membranas BW30-400 e B400 LE ASD. Nos primeiros 420 minutos de ensaio, o fluxo médio de permeado foi de  $2,8 \pm 0,2 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Em oposto ao ocorrido com as outras membranas, a limpeza não apresentou efeitos na recuperação da permeabilidade da membrana, à medida que houve um decaimento de fluxo de permeado após a realização das limpezas químicas, sendo de  $2,7 \pm 0,4 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  e  $2,0 \pm 0,3 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , após a primeira e a segunda LQ, respectivamente. No entanto, apesar do fluxo baixo, é observada uma estabilidade de fluxo ao longo do tempo de ensaio, que pode ter sido propiciada pelas características da membrana de resistência ao entupimento orgânico, que é considerado um dos principais poluentes do lixiviado.

Considerando os resultados apresentados para as membranas recuperadas constata-se que elas apresentam grande potencial no tratamento de lixiviado de aterro sanitário e, possivelmente, para aplicação em processos de tratamento de outros efluentes.

### 5.3 Comparação do desempenho das membranas recuperadas e recicladas

Em decorrência de as membranas provenientes da REGAP, não terem sido submetidas à reciclagem via tratamento oxidativo, para fins de comparação do desempenho das membranas recicladas e recuperadas nesse estudo, fez-se uso de membranas recuperada e reciclada das membranas AG4040FM provenientes do PAD, que apresentaram melhores desempenhos (em termos de qualidade do permeado, fluxo de permeado e permeabilidade hidráulica) nas etapas anteriores, em comparação com a membrana comercial nova. A Tabela 14 apresenta os resultados de eficiências para as membranas avaliadas.

Tabela 14 - Comparação de desempenho no tratamento de lixiviado das membranas AG4040FM

Membrana AG4040FM	Permeabilidade Hidráulica (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> .bar <sup>-1</sup> )	Fluxo Permeado- Lixiviado (L/h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )	Parâmetros – Remoção %				
			DQO	Amônia	CE	pH	Cor
Recuperada	4,5	8,3	92,1	49,1	60,3	8,9	99,4
Reciclada	21,1	32,1	64,1	11	21,1	8,5	86,1
Nova	4,1	4,2	96,5	-	86,5	9	99,2
<b>Média</b>	9,9	14,9	84,2	30,1	56,0	8,8	94,9
<b>DP</b>	9,7	15,1	17,6	27	32,9	0,3	7,6
<b>CV(%)</b>	94,1	227	309	725,9	1083,4	0,07	58,1

**Legenda:** DP: desvio-padrão; CV: coeficiente de variação

Fonte: Autora (2023)

A permeabilidade hidráulica da membrana recuperada (4,5 L/h<sup>-1</sup>.m<sup>-2</sup>.bar<sup>-1</sup>) foi similar ao valor da permeabilidade hidráulica da membrana nova (4,1 L/h<sup>-1</sup>.m<sup>-2</sup>.bar<sup>-1</sup>), ambas diferentes da membrana reciclada (21,14 L/h<sup>-1</sup>.m<sup>-2</sup>.bar<sup>-1</sup>), que apresentou permeabilidade hidráulica cerca de 5 vezes maior. A membrana recuperada apresentou maiores desempenhos de fluxos de permeado que a membrana nova.

Todas as membranas apresentaram pH alcalino, com maiores valores de pH para as membranas recuperada e nova. Quando avaliada a condutividade elétrica, os percentuais em relação ao lixiviado bruto foram pouco expressivos para as membranas recicladas (21,1%) em comparação às membranas novas (86,5%). Em contraste, as membranas recuperadas apresentaram valores mais expressivos, na faixa de 60,3%, mesmo que abaixo do obtido utilizando membrana nova.

Quando avaliados os parâmetros de qualidade, as remoções dos parâmetros DQO (92,1 %) e cor (99,4 %) das membranas recuperadas foram similares às remoções obtidas utilizando membranas novas (96,5 e 99,2 %, respectivamente), indicando o bom desempenho das membranas recuperadas. As membranas recicladas, com relação aos parâmetros DQO e cor apresentaram remoções mais modestas, com percentuais de 64,1% e 86,1%, respectivamente. Destaca-se que uma baixa remoção de DQO e nitrogênio amoniacal já era esperada para as membranas recicladas, devido ao tamanho dos poros das membranas com características similares às membranas de UF. A Figura 22 mostra o aspecto visual dos permeados obtidos utilizando a membrana reciclada e recuperada em comparação com a membrana nova.

**Figura 22 - Lixiviado bruto e permeado das membranas reciclada, recuperada e nova de OI AG4040FM**



Fonte: Autora (2023)

De modo geral, é demonstrado o desempenho das membranas recuperadas na similaridade com as membranas novas, com relação à permeabilidade hidráulica e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados. Portanto, pode-se inferir que a recuperação de membranas AG4040FM, por meio de limpeza química, apresentou melhor potencial no tratamento de lixiviado do que com membranas recicladas via tratamento oxidativo, quando avaliado o tipo/modelo de membrana utilizada.

## 6 CONCLUSÕES

Considerando o contexto da importância do tratamento adequado do lixiviado de aterro sanitário, líquido residual com características complexas e de alto potencial poluidor, à medida que este pode comprometer a qualidade ambiental caso descartado de forma inadequada.

Considerando o crescimento no uso de membranas de osmose inversa aplicadas, principalmente, na dessalinização de água, e conseqüentemente um aumento no número de módulos descartados ao final do seu ciclo de vida. Considerando também, a importância do atendimento aos princípios da Política Nacional de Meio Ambiente, com vistas à economia circular.

O presente estudo buscou desenvolver alternativas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas recicladas e recuperadas, a partir de membranas de osmose inversa em final de ciclo de vida utilizadas na dessalinização e desmineralização de água.

Com base em uma série de ensaios laboratoriais realizados, que as membranas recicladas, obtidas a partir de membranas de OI (AG4040FM), apresentaram características similares à membranas de UF comerciais, com permeabilidade hidráulica variando de 15,82 a 37,81  $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2} \cdot bar^{-1}$  e fluxo de permeado, ao tratar lixiviado, de 29,13 a 36,19  $L \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ .

A membrana reciclada MR4 (intensidade de contato de 10.000 ppm-h) apresentou melhor desempenho com relação às demais membranas desenvolvidas. Devido suas características similares às membranas de UF, apresentou eficiência na remoção de turbidez (99,5%) e cor (86,1%). No entanto, quando avaliados outros parâmetros como DQO e nitrogênio amoniacal a remoção foi mais modesta, sendo de 64,1% e 11%, respectivamente.

A qualidade do permeado obtido utilizando membranas recicladas não atendeu aos padrões de lançamento exigidos pelas legislações pertinentes (COPAM, 2022; BRASIL, 2011). Embora, as membranas recicladas não tenham apresentado

qualidade excepcional para o tratamento de lixiviado bruto, notou-se uma redução significativa dos parâmetros monitorados, considerando a complexidade do lixiviado de aterro sanitário devido à alta carga poluidora desse efluente, assim como devido às propriedades das membranas recicladas obtidas.

Observou-se que a membrana OI-FCV sem passar por nenhum processo de limpeza apresentou potencial no tratamento de lixiviado, com remoção de DQO e cor de 95,4% e 97,6%, respectivamente. No entanto, o fluxo de permeado da membrana, devido à incrustação presente nela, não se mostrou satisfatório.

Assim, optou-se por realizar limpeza química nas membranas, com o intuito de remover as incrustações e recuperar o fluxo de permeado, obtendo-se membranas recuperadas com propriedades similares às membranas de OI.

Foram realizadas limpezas químicas em membranas de duas diferentes procedências (dessalinização de água e desmineralização de água), com resultados de recuperação de permeabilidade hidráulica e fluxo de permeado promissores.

As membranas recuperadas, obtidas a partir de membranas de OI (AG4040FM) utilizadas na dessalinização de água, apresentaram ótimos resultados ao serem limpas com a solução de  $\text{KMnO}_4$  (0,5 %) +  $\text{NaOH}$  (0,2 %) seguido de  $\text{NaHSO}_3$  (0,2 %), com aumento de permeabilidade hidráulica de 1,2 para 5,6  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , com recuperação de 136,6% em relação à membrana comercial nova (4,1  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ ).

Por sua vez, para as membranas recuperadas, obtidas a partir de membranas de OI (BW30, B400-LE-ASD, BW30XFR-400 utilizadas no tratamento de água superficial), a sequência de limpeza alcalina ( $\text{NaOH}$ -0,1%) – ácida ( $\text{HCl}$ -0,2%) apresentou melhores resultados. O efeito do aumento de permeabilidade hidráulica foi observado para todas as membranas com um aumento de valores médios de 1,1 para 4,4  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$ , de 1,3 para 4,2  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  e de 1,6 para 4,7  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{bar}^{-1}$  para as membranas BW30, B400-LE-ASD, BW30XFR-400, respectivamente. Os efeitos de recuperação com relação às permeabilidades das membranas novas foram de 122,2%, 107,7% e 156,7%, considerando a mesma sequência anteriormente apresentada.

As membranas recuperadas demonstraram ótimo desempenho no tratamento de lixiviado bruto. As eficiências de remoções de DQO variaram de 91,5 a 95,3% para as membranas provenientes do PAD e 82,2 a 93,3% para as membranas provenientes da REGAP. Ambos os resultados em conformidade com o exigido pela legislação estadual (>70% para lixiviados de aterros sanitários) para padrões de lançamento de efluentes (COPAM, 2022). As eficiências de remoção de cor e sólidos dissolvidos totais foram superiores a 99% para a maioria das membranas recuperadas. Em contraste, o teor de nitrogênio amoniacal permaneceu acima dos limites regulatórios brasileiros ( $20 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

Considerando o conjunto de resultados obtidos nesse estudo, pode-se concluir que tanto as membranas recicladas quanto às membranas recuperadas apresentam potencial satisfatório no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo as membranas recicladas com grande potencial da remoção de turbidez e cor e, menor potencial na remoção de DQO e nitrogênio amoniacal. Por outro lado, as membranas recuperadas se apresentam satisfatórias no tratamento de lixiviado quando avaliados os parâmetros cor, DQO, SDT e menos expressivo para cloretos, nitrogênio amoniacal e cloretos.

Importante considerar que um pré-tratamento do lixiviado, conforme já referenciado nas etapas anteriores deste estudo, pode contribuir para a garantia da eficácia na utilização das membranas, assim como permitir o tratamento eficiente de lixiviado de aterros sanitários.

Portanto, as membranas recicladas e recuperadas corroboram para a minimização da carga poluente do lixiviado de aterro sanitário, assim como se tornam uma alternativa para minimizar os impactos gerados pelo descarte de módulos de osmose inversa em final de ciclo de vida, aliada a contribuição na economia circular no setor de membranas.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Considerando os resultados obtidos e as limitações experimentais enfrentadas nesta pesquisa, recomenda-se para trabalhos futuros:

- Realizar autópsia de membrana para: diagnosticar o tipo de incrustação (ou seja, orgânica, inorgânica, biológica ou coloidal), avaliar a integridade da membrana e identificar as incrustações e seu mecanismo para melhorar o desempenho e a durabilidade;
- Realizar caracterização das membranas recicladas e recuperadas quanto às propriedades físicas e químicas por meio de técnicas avançadas como: Espectroscopia de Absorção do Infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) associada à Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X (EDX), Microscopia de Absorção Atômica (AFM) e Medida do Ângulo de Contato (MAC);
- Realizar avaliação econômica do uso de membranas recuperadas;
- Avaliar a aplicabilidade do tratamento oxidativo, com hipoclorito de sódio comercial, para as membranas provenientes da REGAP;
- Investigar o tratamento do concentrado para as membranas estudadas;
- Avaliar o desempenho das membranas recicladas e recuperadas no tratamento de outros efluentes;
- Monitorar o desempenho das membranas recuperadas em escala piloto e aplicação *in-loco*.

## REFERÊNCIAS DE LITERATURA

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos - Classificação. 2004.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8419**: Apresentação de Projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Classificação. 1992.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9425**: Hipoclorito de sódio - Determinação de cloro ativo - Método volumétrico. 2005.
- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil** (Ano 2022). São Paulo, 2022.
- AGUILAR, D. C. B. **Desenvolvimento de membrana reciclada para sistema descentralizado de tratamento de água com elevada concentração de ferro e manganês para abastecimento**. Minas Gerais, 2021. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais, 2021. 148f.
- AGUILAR, D. C. B.; COUTINHO DE PAULA, E.; AMARAL, M. C. S. Recycled membrane for drinking water treatment with high iron and manganese concentrations. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 5, p. 110466, out. 2023.
- AHMED, A.; AMIN, S.; MOHAMED, A. A. Fouling in reverse osmosis membranes: monitoring, characterization, mitigation strategies and future directions. **Helyon**, v. 9, e. 14908, apr. 2023.
- AHMED, J.; JAMAL, Y. A pilot application of recycled discarded RO membranes for low strength grey water reclamation. **Environ Sci Pollut Res**, 2020.
- AHUCHAOGU, A. A.; CHUKWU, O. J.; OBIKE, A. I.; IGARA, C. E.; NNOROM, I. C.; ECHEME, J. B. O. Reverse Osmosis Technology, its Applications and Nano-Enabled Membrane. **International Journal of Advanced Research in Chemical Science**, v. 5, Issue 2, ISSN. (Online) 2349-0403, p. 20-26, 2018.
- ALFAIA, R. G. de S. M.; ALMEIDA, R. de; NASCIMENTO, K. S. do; CAMPOS, J. C. Landfill leachate pretreatment effects on nanofiltration and reverse osmosis membrane performance. **Process Safety And Environmental Protection**, v. 172, p. 273-281, abr. 2023.
- ALKAISI, A., MOSSAD, R.; SHARIFIAN-BARFOROUSH, A. A Review of the Water Desalination Systems Integrated with Renewable Energy. **Energy Procedia**, v. 110, p. 268–274, 2017.
- AMARAL, M. C. S.; MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; ZICO, M. R.; MAGALHÃES, N. C.; RICCI, B. C.; BEATRIZ G. REIS, B. G. Pilot aerobic membrane bioreactor and nanofiltration for municipal landfill leachate treatment, Parte A, **Desalination**, vol. 0, n. 1, p. 1–10, 2016.



ANG, A. W.S. TIRAFERRI, K.L. CHEN, M. Elimelech Fouling and cleaning of RO membranes fouled by mixtures of organic foulants simulating wastewater effluent. **J. Membr. Sci.**, v. 376, p. 196-206, 2011.

ANIS, S.F.; HASHAIKEH, R.; HILAL, N. Reverse osmosis pretreatment technologies and future trends: A comprehensive review. **Desalination**, v. 452, p. 159–195, 2019.

ANQI, T.; ZHANG, Z.; SUHUA, H.; XIA, L. Review on landfill leachate treatment methods. **Iop Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 565, n. 1, p. 012038, set. 2020.

APHA, American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2017.

BAKER, R.W. **Membrane technology and applications**, Second Edition. ED. John Wiley & Sons Ltd, England, 2004. ISBN 0-470-85445-6.

BARTELS, C.; HIROSE, M.; FUJIOKA, H. **Performance advancement in the spiral wound RO/NF element design**. EDS Conference, Greece (2007).

BOHDZIEWICZ, J.; KWARCIAK, A. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. **Desalination**, v. 222, n.1-3, p. 128–134, 2008.

BRASIL, Y. L.; MOREIRA, V. R.; LEBRON, Y. A.R.; MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S. Combining yeast MBR, Fenton and nanofiltration for landfill leachate reclamation. **Waste Management**, v. 132, p. 105-114, ago. 2021.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305** de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília DF. 2010.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.605**, de 12 de novembro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. 1998.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional, *Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/painel/rs>. Acesso em: 24 de abril de 2023.

CAMPOS POZUELO, E.; TERRERO RODRÍGUEZ, P.; ZARZO MARTÍNEZ, D.; MOLINA SERRANO, F.J.; CALZADA GARZÓN, M.; GARCÍA PACHECO, R.; MOLINA MARTÍNEZ, S.; RODRÍGUEZ SÁEZ, L.; RABADÁN, F.J.; LANDABURU AGUIRRE, J.; ET AL. Transformation of Spiral Wound Polyamide Membranes after Its Industrial Lifespan. Spanish Patent, PCT/EP2016/30931, 8 July 2016.

CHAUDHARI, L. B.; MURTHY, Z.V.P. Murthy Treatment of landfill leachates by nanofiltration. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 1209–1217, 2010.

COLLADO, S.; NÓÑEZ, D.; OULEGO, P.; RIERA, F. A.; DÍAZ, M. Effect of landfill leachate ageing on ultrafiltration performance and membrane fouling behaviour. **Journal Of Water Process Engineering**, v. 36, p. 101291, ago. 2020.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357** de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430** de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições padrão de lançamento de efluentes, complementando a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília, 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL E O CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE (Minas Gerais). **Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG Nº 8**, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário do Executivo – Minas Gerais, 02 dez. 2022.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CARBONELLI, J. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview Campos. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 110-116, 2019.

COUTINHO DE PAULA, E. **Avaliação técnica e ambiental da reciclagem via oxidação química de membranas de osmose inversa descartadas**. 2017. 333f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

COUTINHO DE PAULA, E.; AMARAL, M. C. S. Environmental and economic evaluations of end-of-life reverse osmosis membranes recycling by means of chemical conversion. **Journal of Cleaner Production**, v. 194, p. 85-93, 2018.

COUTINHO DE PAULA, E.; AMARAL, M. C. S. Extending the life-cycle of reverse osmosis membranes: a review. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 5, jan. 2017.

DUPONT. FilmTec™. **Reverse Osmosis Membranes Technical**. 2023.

FARHAT, S.; KAMEL, F.; JEDOUI, Y.; KALLEL, M. The relation between the RO fouling membrane and the feed water quality and the pretreatment in Djerba Island plant. **Desalination**, v. 286, p. 412 – 416, 2012.

FILHO, A. M. L.; SILVA, L. A. Estudo de Tratamentos Aplicados a Lixiviado de Aterros Sanitários. **Boletim do Observatório Ambiental**, v. 13 n. 1, p. 24-42, jan./jun, 2019.

FORTUNATO, L.; ALSHAHRI, A. H.; FARINHA, A. S. F.; ZAKZOUK, I.; JEONG, S.; LEIKNES, T. Fouling investigation of a full-scale seawater reverse osmosis desalination (SWRO) plant on the Red Sea: membrane autopsy and pretreatment efficiency. **Desalination**, v. 496, p. 114-536, dez. 2020.

GARCÍA-PACHECO, R.; GALIZIA, A.; TORIBIO, S.; GABARRÓ, J.; MOLINA, S.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; MOLINA, F.; BLANDIN, G.; MONCLÚS, H.; RODRÍGUEZ-RODA, I. ET AL. Landfill Leachate Treatment by Using Second-Hand Reverse Osmosis Membranes: Long-Term Case Study in a Full-Scale Operating Facility. **Membranes**, v. 12, n. 11, 2022.

GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; LEJARAZU-LARRAÑAGA, A.; RODRÍGUEZ-SÁEZ, L.; MOLINA, S.; RANSOME, T.; GARCÍA-CALVO, E. Free chlorine exposure dose (ppm·h) and its impact on RO membranes ageing and recycling potential. **Desalination**, v. 457, p. 133–143, Oct., 2018a.

GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; MOLINA, S.; RODRÍGUEZ-SÁEZ, L.; TELI, S. B.; GARCÍA-CALVO, E. Transformation of end-of-life RO membranes into NF and UF membranes: Evaluation of membrane performance. **Journal of Membrane Science**, v. 495, p. 305–315, 2015.

GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; TERRERO-RODRÍGUEZ, P.; CAMPOS, E.; MOLINA-SERRANO, F.; RABADÁN, J.; ZARZO, D.; GARCÍA-CALVO, E. Validation of recycled membranes for treating brackish water at pilot scale. **Desalination**, v. 433, p. 199–208, 2018b.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012.

GROSSI, L. B.; SILVA, B. R. S. da; NEVES, E. F.O.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C.S. Reverse osmosis elements waste assessment: screening and forecasting of emerging waste in Brazil. **Desalination**, v. 517, p. 115245, dez. 2021.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. *Processos de Separação por Membranas* (Membrane Separation Processes). Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro: E-paper. 2006.

H Aidari, A. H.; Heijman, S. G. J.; Van Der, W.G.J. Meer Optimal design of spacers in reverse osmosis. **Sep. Purif. Technol.**, v. 192, p. 441-456, 2018.

Hasar, H.; Unsál, S. A.; Ipek, U.; Karatas, S.; ÇĐnar, O.; Yaman, C.; KĐnacĐ, C. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. **Journal Of Hazardous Materials**, v. 171, n. 1-3, p. 309-317, nov. 2009.

IDA - International Desalination Association. **IDA water security handbook points to robust increase in desalination and water reuse for 2022-2023**. 2023.

Insel, G.; Dagdar, M.; Dogruel, S.; Dizge, N.; Cokgor, E.; Keskinler, B. Biodegradation characteristics and size fractionation of landfill leachate for integrated membrane treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 260, p. 825– 832, 2013.

Ismail, A.F; Padaki, M.; Hikal, N.; Matsuura, T.; Lau, W.J. Thin film composite membrane — Recent development and future potential. **Desalination**, v. 356, p. 140– 148. 2015.

JIANG, S.; LI, Y.; LADEWIG, B. P. A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies. **Science Of The Total Environment**, v. 595, p. 567-583, out. 2017.

JUNG, Y.; KISO, J.; YAMADA, T.; SHIBATA, T.; LEE, T. G. Chemical cleaning of reverse osmosis membranes used for treating wastewater from a rolling mill process. **Desalination**, v. 190, p. 181-188, 2006.

KEYIKOGLU, R.; KARATAS, O.; REZANIA, H., KOBYA, M.; VATANPOUR, V.; KHATAEE, A. A review on treatment of membrane concentrates generated from landfill leachate treatment processes. **Separation and Purification Technology**, v. 259, p.118-182, 2021.

KOŠUTIĆ, K.; DOLAR, D.; STRMECKY, T. Treatment of landfill leachate by membrane processes of nanofiltration and reverse osmosis. **Desalination And Water Treatment**, v. 55, n. 10, p. 2680-2689, jul. 2014.

LANDABURU-AGUIRRE, J.; GARCÍA-PACHECO, R.; MOLINA, S. RODRIGUEZSÁEZA,L.; RABADÁNA, J. GARCIA-CALVO, E. Fouling prevention, preparing for reuse and membrane recycling. Towards circular economy in RO desalination. **Desalination**, v. 393, p. 16-30, 2016.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. 1 ed. Rio de Janeiro: Abes, 2009. cap. 2, p. 26-59.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; MOREIRA, V. R.; LEBRON, Y. A. R. Avaliação de estratégias para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário intermunicipal dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim – **Relatório Técnico**. 2020. Disponível em: <<https://www.saneamentobasico.com.br/wp-content/uploads/2020/10/Relatorio-CIMME-Final.pdf>>. Acesso em 10 set. 2022.

LAU, W.J; ISMAIL, A.F; MISDAN, N.; KASSIM, M. A. A recent progress in thin film composite membrane: A review. **Desalination**, v. 287, p. 190-199, 2012.

LAWLER, W.; ALVAREZ-GAITAN, J.; LESLIE, G.; LE-CLECH, P. Comparative life cycle assessment of end-of-life options for reverse osmosis membranes. **Desalination**, v. 357, p. 45- 54, 2015.

LAWLER, W.; ANTONY, A.; CRAN, M.; DUKE, M.; LESLIE, G.; LE-CLECH, P. Production and characterisation of UF membranes by chemical conversion of used RO membranes. **J. Membr. Sci.**, v. 447, p. 203–211, 2013.

LAWLER, W.; BRADFORD-HARTKE, Z.; CRAN, M. J.; DUKE, M. LESLIE, G.; LADEWIG, B. P.; LE-CLECH, P. Towards new opportunities for reuse, recycling and disposal of used reverse osmosis membranes. **Desalination**, v. 299, p. 103-112, 2012.

LAWLER, W.; WIJAYA, T.; ANTONY, A.; LESLIE, G.; LE-CLECH, P. Reuse of Reverse Osmosis Desalination Membranes. *In: World Congress/Perth Convention*

and Exhibition Centre (PCEC), Perth, Western Australia September 4-9, 2011, p. 9, 2011. Disponível em: <http://desalination.edu.au/wp-content/uploads/2011/09/Reuse-of-Reverse-Osmosis-Desalination-Membranes.pdf>

LEBRON, Y. A. R.; MOREIRA, V. R.; BRASIL, Y. L.; SILVA, A. F. R.; SANTOS, L. V. de S.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. A survey on experiences in leachate treatment: common practices, differences worldwide and future perspectives. **Journal Of Environmental Management**, v. 288, p. 112475, jun. 2021.

LEJARAZU-LARRAÑAGA, A.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; SENÁN-SALINAS, J.; ORTIZ, J. M.; MOLINA, S.. Thin Film Composite Polyamide Reverse Osmosis Membrane Technology towards a Circular Economy. **Membranes**, v. 12, n. 9, p. 864, set. 2022.

LEMONS, G. M.; FAGUNDES, L. A.; COUTINHO DE PAULA, E.; AMARAL, M. C. S. Tratamento de esgoto secundário com membrana reciclada para produção de água de reuso. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 23., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABRHidro, 2019.

LENXESS. **Data sheet membranes**. 2013.

LI, D.; YAN, Y.; WANG, H. Recent advances in polymer and polymer composite membranes for reverse and forward osmosis processes. **Prog. Polym. Sci.**, v. 61, p.104-155, 2016.

LI, F.; WICHMANN, K.; HEINE, W. Treatment of methanogenic landfill leachate with thin open channel reverse osmosis membrane modules. **Waste Manage**, v.29, n.4, 2009.

LIU, C.; CAOTHIEEN, S.; HAYES, J.; CAOTHUY, T.; OTOYO, T.; OGAWA, T. Membrane chemical cleaning: from art to Science Proceedings of AWWA. **Membrane Technology Conference**, San Antonio, TX (2000).

MADAENI, S. S.; SAMIEIRAD, S. Chemical cleaning of reverse osmosis membrane fouled by wastewater. **Desalination**, v. 257, n. 1-3, p. 80-86, jul. 2010.

MARIAM, T.; NGHIEM, L. D. Treatment of landfill leachate using hybrid coagulationnanofiltration processes. **Desalination**, v. 250, p. 677-681, 2010.

MARTINEZ, S. M.; GARCÍA-PACHECO, R.; RODRIGUÉZ-SÁEZ, L.; GARCÍA-CALVO, E.; POZUELO, E. C.; MARTÍNEZ, D. Z.; CAMPA, J. G.; GONZÁLEZ, J. de A. Transformation of end-of-life RO membrane into recycled NF and UF membranes, surface characterization. In.: International desalination association word congress on desalination and water reuse, 2016, San Diego. **Anais...** San Diego, IDA, 2015, p. 1–18.

MATIN, A.; LAOUI, T.; FALATH, W.; FAROOQUE, M. Fouling control in reverse osmosis for water desalination & reuse: current practices & emerging environment-friendly technologies. **Science Of The Total Environment**, v. 765, p. 142721, abr. 2021.

MIAO, L., YANG, G., TAO, T., PENG, Y. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments - A review. **J. Environ. Manage**, v. 235, p. 178–185, 2019.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Parecer único** nº 0517261/2020 (SIAM). Minas Gerais, pág.1-61, nov. 2020.

MOHAMMAD, A. W.; TEOW, Y. H.; ANG, W. L.; CHUNG, Y. T.; OATLEY-RADCLIFFE, D. L.; HILAL, N. Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects. **Desalination**, v. 356, p. 226–254, 2015.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2010.

MORAVIA; W. G.; AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. **Gestão de Resíduos**, v. 33, p. 89–101, 2013.

MOREIRA, P. H. B.; CARVALHO, A. R. P. Método químico de rejuvenescimento de membranas de osmose reversa. **O papel**, v. 78, n. 3, p. 69 – 75, mar. 2017.

MORÓN-LÓPEZ, J.; NIETO-REYES, L.; AGUADO, S.; EL-SHEHAWY, R.; MOLINA, S. Recycling of end-of-life reverse osmosis membranes for membrane biofilms reactors (MBfRs). Effect of chlorination on the membrane surface and gas permeability. **Chemosphere**, v. 231, p. 103–112, 2019.

MOSLEHYANI, A.; ISMAIL, A. F.; MATSUURA, T.; RAHMAN, M. A.; GOH, P. S. Recent Progresses of Ultrafiltration (UF) Membranes and Processes in Water Treatment. **Membrane Separation Principles and Applications**, p. 85-110, 2019.

MUÑOZ, S.; ROGALLA, F.; ICARAN, P.; PÉREZ, C.; SIMÓN, F.X. Life + Remembrance: End-of-Life recovery of reverse osmosis membranes. **FuturEnviro**, p. 25–29, 2014.

NG, Z.C.; LAU, W.J.; MATSUURA, T.; ISMAIL, A.F. Thin film nanocomposite RO membranes: Review on fabrication techniques and impacts of nanofiller characteristics on membrane properties. **Chem. Eng. Res. Des.**, v. 165, p. 81–105, 2021.

OKAMOTO, Y.; LIENHARD, J. How RO membrane permeability and other performance factors affect process cost and energy use: a review. **Desalination**, v. 470, p. 114064, nov. 2019.

PERTILE, C.; ZANINI, M.; BALDASSO, C.; ANDRADE, M. Z.; TESSARO, I. C. Evaluation of membrane microfiltration fouling in landfill leachate treatment. **Revista Matéria**, v. 23, n. 1, 2018.

QASIM, M.; BADRELZAMAN, M.; DARWISH, N. N.; DARWISH, N. A.; HILAL, N. Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. **Desalination**, v. 459, n. December 2018, p. 59–104, 2019.

QUEIROZ, L. G.; FREIRE, L. F. A.; ARAUJO, F. V. F.; YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C. Estudo do processo Fenton e Foto-Fenton no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2011. v. 1. p. 1-5.

REGULA, C.; CARRETIER, E.; WYART, Y.; GÉSAN-GUIZIOU, G.; VINCENT, A.; BOUDOT, D.; MOULIN, P.. Chemical cleaning/disinfection and ageing of organic UF membranes: a review. **Water Research**, v. 56, p. 325-365, jun. 2014.

REIS, B. G.; SILVEIRA, A. L.; LEBRON, Y. A. R.; MOREIRA, V. R.; TEIXEIRA, L. P. T.; OKUMA, A. A.; AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C. Comprehensive investigation of landfill leachate treatment by integrated Fenton/microfiltration and aerobic membrane bioreactor with nanofiltration. **Process Safety And Environmental Protection**, v. 143, p. 121-128, nov. 2020.

SAHUQUILLO, S.; MUÑOZ, S.; PÉREZ, C. Proyecto Remembrance: recuperación de las membranas de ósmosis inversa al final de su vida útil. **Tecnoaqua**, n. 16, 2015.

SALDANHA, T. H.; NEVES, L. C.; SOUZA, J. B. DE; VIDAL, C. M. DE S. Microfiltração e ultrafiltração aplicada no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.13 n. 24; p. 715, 2016.

SCHWINGE, J.; NEAL, P.R.; WILEY, D.E.; FLETCHER, D.F.; FANE, A.G. Spiral wound modules and spacers: Review and analysis. **J. Membr.Sci.**, v. 242, p. 129–153, 2004.

SENÁN-SALINAS, J.; BLANCO, A.; GARCÍA-PACHECO, R.; LANDABURU-AGUIRRE, J.; GARCÍA-CALVO, E. Prospective life cycle assessment and economic analysis of direct recycling of end-of-life reverse osmosis membranes based on geographic information systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 282, 2021.

SHAHID, M. K.; KASHIF, A.; ROUT, P. R.; ASLAM, M.; FUWAD, A.; CHOI, Y.; J, BANU, R.; PARK, J. H.; KUMAR, G. A brief review of anaerobic membrane bioreactors emphasizing recent advancements, fouling issues and future perspectives. **Journal Of Environmental Management**, v. 270, p. 1-12, set. 2020.

SILVA, J. O.; SILVA, V. M.; CARDOSO V. L.; MACHADO, A. E. H.; TROVÓ, A. G. Treatment of Sanitary Landfill Leachate by Photo-Fenton Process: Effect of the Matrix Composition. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 27, n. 12, p. 2264-2272. 2016.

SILVA, N. C. M.; MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; FIGUEIREDO, K. C. S. Evaluation of fouling mechanisms in nanofiltration as a polishing step of yeast MBR-treated landfill leachate. **Environmental Technology**, p. 1–11, 2018.

SOARES, A. C. P.; PINHEIRO, C. E. S. C.; SOARES, R. Análise da eficácia técnica e ambiental do tratamento de chorume por osmose reversa na central de tratamento de resíduos de São Gonçalo, RJ. **Anais... 6º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade** (20 a 23 de junho 2017) ISSN 2525-4928, p.511-520. 2017.

SOHRABI, M.R.; MADAENI, S. S.; KHOSRAVI, M.; GHAEDI, A. M. Chemical cleaning of reverse osmosis and nanofiltration membranes fouled by licorice aqueous solutions. **Desalination**, v. 267, n. 1, p. 93-100, fev. 2011.

SUEZ™. **AG series Standard Brackish Water RO Elements**. 2022.

TALALAJ, I. A. Performance of integrated sequencing batch reactor (SBR) and reverse osmosis (RO) process for leachate treatment: effect of pH. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v.20, p.419–429. 2022.

TALALAJ, I. A.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, p. 1177–1193, fev. 2019.

TANG, C. Y.; CHONG, T. H.; FANE, A. G. Colloidal interactions and fouling of NF and RO membranes: a review. **Advances In Colloid And Interface Science**, v. 164, n. 1-2, p. 126-143, mai. 2011.

TAWALBEH, M.; QALYOUBI, L.; AL-OTHMAN, A.; QASIM, M.; SHIRAZI, M. Insights on the development of enhanced antifouling reverse osmosis membranes: industrial applications and challenges. **Desalination**, v. 553, p. 116460, mai. 2023.

TENG, C.; ZHOU, K.; PENG, C.; CHEN, W. Characterization and treatment of landfill leachate: a review. **Water Research**, v. 203, p. 117525, set. 2021.

VERBEKE, R.; GÓMEZ, V.; KOSCHINE, T.; EYLEY, S.; SZYMCZYK, A.; DICKMANN, M.; STIMPEL-LINDNER, T.; EGGER, W.; THIELEMANS, W.; VANKELECOM, I. F. J. Real-scale chlorination at pH4 of BW30 TFC membranes and their physicochemical characterization. **Journal Of Membrane Science**, v. 551, p. 123-135, abr. 2018.

WANG, G.; FAN, Z.; WU, D.; QIN, L.; ZHANG, G.; GAO, C.; MENG, Q. Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate. **Desalination**, v. 349, p. 136–144, 2014.

WANG, M.; YU, Z.; ZHANG, Y.; ZHOU, X. CHU, H. Cleaning and regeneration of irreversibly fouled and discarded reverse osmosis membranes: method and mechanism. **Desalination and Water Treatment**, v. 137, p. 1–10, jan. 2019.

WIJEKOON, P.; KOLIYABANDARA, P. A.; COORAY, A. T.; LAM, S. S.; ATHAPATTU, B. C. L.; VITHANAGE, M. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: risk, pollution potential, treatment and challenges. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126-627, jan. 2022.

WU, B. Membrane-based technology in greywater reclamation: a review. **Science Of The Total Environment**, v. 656, p. 184-200, mar. 2019.



YANG, J.; LI, Y.; HUANG, B. Research on refurbishing of the used RO membrane through chemical cleaning and repairing with a new system. **Desalination**, v. 320, p. 49-55, jul. 2013.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 2013.

ZHAO, J.; LU, X.; LUO, J.; LIU, J.; XU, Y.; ZHAO, A.; LIU, F.; TAI, J.; QIAN, G.; PENG, B. Characterization of fresh leachate from a refuse transfer station under different seasons. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 631-637, nov. 2013.

ZIREHPOUR, A.; RAHIMPOUR, A. Membranes for Wastewater Treatment. **Nanostructured Polymer Membranes**, p. 159-207, 2 set. 2016.