

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS ESCOLA DE  
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*  
EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA - PPGEAS

**Análise da presença de surfactante na  
remoção de microplásticos por  
eletrocoagulação**

**LUÍSA RODRIGUES DE OLIVEIRA**

GOIÂNIA

2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

## TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESAS E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei 9.610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

### 1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação     Tese     Outro\*: \_\_\_\_\_

\*No caso de mestrado/doutorado profissional, indique o formato do Trabalho de Conclusão de Curso, permitido no documento de área, correspondente ao programa de pós-graduação, orientado pela legislação vigente da CAPES.

**Exemplos:** Estudo de caso ou Revisão sistemática ou outros formatos.

### 2. Nome completo do autor

Luísa Rodrigues de Oliveira

### 3. Título do trabalho

Análise da presença de surfactante na remoção de microplásticos por eletrocoagulação

### 4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

**[1]** Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

- a)** consulta ao(a) autor(a) e ao(a) orientador(a);
- b)** novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

**Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.**



Documento assinado eletronicamente por **Francisco Javier Cuba Teran, Professor do Magistério Superior**, em 02/06/2023, às 09:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luísa Rodrigues De Oliveira, Discente**, em 05/06/2023, às 09:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **3796736** e o código CRC **7147E1D4**.

---

Referência: Processo nº 23070.031487/2023-49

SEI nº 3796736

LUÍSA RODRIGUES DE OLIVEIRA

## **Análise da presença de surfactante na remoção de microplásticos por eletrocoagulação**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás (UFG) como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Linha de pesquisa: Sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário

Orientador: Dr. Francisco Javier Cuba Teran

GOIÂNIA

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Oliveira , Luísa Rodrigues de  
Análise da presença de surfactante na remoção de microplásticos por eletrocoagulação [manuscrito] / Luísa Rodrigues de Oliveira . - 2023.  
LXXXIV, 84 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Teran.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil e Ambiental(EECA), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2023.  
Bibliografia.

Inclui siglas, abreviaturas, símbolos, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Poluentes emergentes. 2. Plástico. 3. Tensoativo. I. Teran, Francisco Javier Cuba , orient. II. Título.

CDU 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

### ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº **003/2023** da sessão de Defesa de Dissertação de **Luísa Rodrigues de Oliveira** que confere o título de Mestra em Engenharia Ambiental e Sanitária, na área de concentração em **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Aos **cinco dias do mês de junho do ano de dois mil e vinte três**, a partir das **oito horas, por meio de videoconferência**, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada **“Análise da presença de surfactante na remoção de microplásticos por eletrocoagulação”**. Os trabalhos foram instalados pelo Orientador, Professor Doutor **Francisco Javier Cuba Teran (PPGEAS/UFG)**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professor Doutor **Elvis Carissimi (UFSM)**, membro titular externo; Professor Doutor **Humberto Carlos Ruggeri Júnior (PPGEAS/UFG)**, membro titular interno. Durante a arguição os membros da banca **não fizeram** sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação tendo sido a candidata **aprovada** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **Francisco Javier Cuba Teran**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, aos **cinco dias do mês de junho do ano de dois mil e vinte três**.



Documento assinado eletronicamente por **Elvis Carissimi, Usuário Externo**, em 05/06/2023, às 09:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Francisco Javier Cuba Teran, Professor do Magistério Superior**, em 05/06/2023, às 09:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Humberto Carlos Ruggeri Júnior, Professor do Magistério Superior**, em 05/06/2023, às 09:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luísa Rodrigues De Oliveira, Discente**, em 05/06/2023, às 09:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **3796802** e o código CRC **68B046F3**.

Referência: Processo nº 23070.031487/2023-49

SEI nº 3796802

## **Agradecimentos**

Primeiramente, quero agradecer à Deus pela oportunidade de ingressar no mestrado, por ter colocado em minha vida pessoas que me ajudaram nessa caminhada.

São diversas as pessoas no nosso caminho que devemos gratidão, no entanto nesse momento específico quero agradecer aos meus pais por todo apoio e suporte nessa e em todas as outras fases da minha vida, ao meu namorado por me ajudar emocionalmente e em vários detalhes importantes do meu trabalho.

Também quero agradecer minha rede de apoio dentro da UFG, em especial ao meu orientador Professor Dr. Francisco Javier Cuba, por toda ajuda, acolhimento, paciência, disponibilidade e aprendizado. Quero agradecer ao técnico Guilherme por ter me ajudado imensamente no laboratório, aos técnicos Diego, Nayara e Gustavo pelo suporte e disponibilidade e aos colegas de turma pela ajuda e suporte, em especial Yuliana e Victor Hugo, que estavam sempre disponíveis para trocas de experiências e estudo.

Agradeço também aos professores Dr. Humberto Carlos Ruggeri, Dra. Renata Frayne e Dr. Elvis Carissimi pelas orientações e sugestões que foram de grande valia para essa pesquisa.

**Resumo**

Nos efluentes são encontrados variados tipos de poluentes, os quais podem se combinar formando componentes ainda mais tóxicos ou prejudicar os tratamentos usados na depuração de efluentes. Dentre os contaminantes emergentes pode-se citar os microplásticos e os surfactantes, que coexistem nos diversos tipos de águas residuais. O presente trabalho avaliou os efeitos ocasionados pelo tensoativo aniônico LAS e não iônico Tween 20 na remoção de microplástico de PVC prístinos e envelhecidos, adicionados em água sintética, pelo método da eletrocoagulação com eletrodos de alumínio. Para os experimentos desenvolveu-se um reator de bancada, o qual funcionava em batelada e com água sintética, a fim de evitar interferências de outras substâncias. Para as análises, utilizou-se contagem com o auxílio de uma Lupa, gravimetria e microscopia eletrônica de varredura. Os resultados mostraram que houve redução na remoção das micropartículas plásticas quando adicionado surfactante, o único que apresentou melhora foi com o microplástico novo na presença de LAS na concentração de 10 ppm. As piores porcentagens de remoção foram para a concentração de 100 ppm, sendo que ao adicionar Tween 20 ocorreu uma queda de 23% e de 45% para o microplástico prístino e envelhecido, respectivamente, já para o LAS a diminuição foi de 6% e 24%, para o microplástico prístino e envelhecido, respectivamente. Logo, percebe-se que a queda na remoção foi maior para os microplásticos degradados, tanto para os ensaios com Tween 20 quanto para o LAS. Comparando a diminuição da remoção entre os dois tipos de tensoativo, observa-se que o não iônico reduz em maior proporção a remoção de microplástico.

**Palavra-chave:** Poluentes emergentes; Plástico; Tensoativo

**ABSTRACT**

Various types of pollutants are found in effluents, which can combine to form even more toxic components or impair the treatments used in effluent purification. Among the emerging contaminants, microplastics and surfactants can be mentioned, which coexist in different types of wastewater. The present work evaluated the effects caused by the anionic surfactant LAS and nonionic Tween 20 in the removal of pristine and aged PVC microplastic, added in synthetic water, by the method of electrocoagulation with aluminum electrodes. For the experiments, a bench reactor was developed, which operated in batches and with synthetic water, in order to avoid interference from other substances. For the analyses, counting was used with the aid of a magnifying glass, gravimetry and scanning electron microscopy. The results showed that there was a reduction in the removal of plastic microparticles when surfactant was added, the only one that showed improvement was with the new microplastic in the presence of LAS at a concentration of 10 ppm. The worst removal percentages were for the concentration of 100 ppm, and when adding Tween 20 there was a decrease of 23% and 45% for pristine and aged microplastic, respectively, while for LAS the decrease was 6% and 24 %, for intact and deteriorated microplastic, respectively. Therefore, it is clear that the drop in removal was greater for degraded microplastics, both for the tests with Tween 20 and for the LAS. Comparing the decrease in removal between the two types of surfactant, it is observed that the non-ionic one reduces microplastic removal to a greater extent.

**Keyword:** Emerging pollutants; Plastic; Surfactant

**Lista de figura**

Figura 3.3.1: Esquema da dupla camada elétrica.....	28
Figura 3.4.1: Configurações dos eletrodos.....	33
Figura 3.4.2: Mecanismos de remoção dos micro-organismo por eletrocoagulação.....	36
Figura 3.5.1: Esquema com as rotas de obtenção química dos surfactantes sintéticos.....	37
Figura 3.5.2: Estrutura química do surfactante aniônico LAS.....	38
Figura 3.5.3: Estrutura química do surfactante não iônico polisorbato 20.....	39
Figura 3.5.4: Estrutura química do surfactante não iônico polisorbato 80.....	39
Figura 4.1.1: Fluxograma do trabalho .....	42
Figura 4.2.1: Esquema do reator construído.....	44
Figura 4.4.1: Diagrama de solubilidade do alumínio em solução aquosa de acordo com o pH.....	47
Figura 5.3.1: Remoção em porcentagem dos microplásticos em função da quantidade de Tween 20.....	52
Figura 5.3.2: Remoção em porcentagem dos microplásticos em função da quantidade de LAS.....	53

Figura 5.3.3: Comparação da remoção em porcentagem dos microplásticos em função da quantidade de Tween 20 e LAS.....	54
Figura 5.4.1: Remoção, em porcentagem, dos microplásticos degradados em função da quantidade de Tween 20.....	55
Figura 5.4.2: Remoção, em porcentagem, dos microplásticos degradados em função da quantidade de LAS.....	56
Figura 5.4.3: Comparação da remoção em porcentagem dos microplásticos degradados em função da quantidade de Tween 20 e LAS.....	57
Figura 5.5.1.1: Comparação entre a remoção de microplástico pristino e envelhecido na presença de Tween 20.....	58
Figura 5.5.2.1: Comparação entre a remoção de microplástico pristino e envelhecido na presença de LAS.....	59
Figura 5.5.3.1: Comparação entre a remoção de microplástico pristino e envelhecido na presença de Tween 20 e LAS.....	60
Figura 5.5.3.2: Diferença entre os percentuais de remoção do MP pristino e envelhecido na presença de Tween 20 e LAS.....	61
Figura 5.6.1: Comparação por MEV da superfície do MP pristino (imagem à esquerda) e envelhecido (imagem à direita) sem a adição de surfactante com aumento de 5000 vezes.....	63
Figura 5.6.2: Comparação entre o glitter pristino (imagem à esquerda) e o glitter envelhecido por radiação UV (imagem à direita) .....	63
Figura 5.6.3: Comparação entre glitter pristino na presença do surfactante Tween 20 (imagem à esquerda) e LAS (imagem à direita) com aumento de 150 vezes.....	64
Figura 5.6.4: Comparação entre glitter envelhecido na presença do surfactante Tween 20 (imagem à esquerda) e LAS (imagem à direita) com aumento de 150 vezes.....	65
Figura 5.6.5 - Diferença entre os percentuais de remoção na concentração de 0 ppm e 100 ppm de surfactante.....	66
Figura 5.7.1 - Potencial zeta do microplástico pristino e envelhecido na presença de Tween 20.....	67
Figura 5.7.2 – Potencial zeta do microplástico pristino e envelhecido na presença de LAS.....	67

Figura 5.7.3 – Comparação entre o potencial zeta do microplástico pristino na presença de LAS e de Tween 20.....	69
Figura 5.7.4 – Comparação entre o potencial zeta do microplástico envelhecido na presença de LAS e de Tween 20.....	70
Figura 5.8.1 - Remoção e potencial zeta na presença de Tween 20 para MP pristino.....	71
Figura 5.8.2 - Remoção e potencial zeta na presença de LAS para MP pristino.	72
Figura 5.8.3 - Remoção e potencial zeta na presença de Tween 20 para MP envelhecido.....	73
Figura 5.8.4 - Remoção e potencial zeta na presença de LAS para MP envelhecido.....	74

**Lista de tabelas**

Tabela 3.1.1: Primeira ocorrência e produção industrial de alguns polímeros..	19
Tabela 4.4.1: Planejamento experimental com 2 níveis, 3 fatores e dois pontos centrais.....	46
Tabela 5.1.1: Média dos resultados de pH final e remoção de microplástico das duplicatas.....	50

**Lista de abreviaturas**

ABS	Alquilbenzeno sulfonato
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HCl	Ácido clorídrico
LAS	Alquilbenzeno sulfonato linear / Dodecilbenzenossulfonato de sódio
MP	Microplástico
NaCl	Cloreto de sódio
NPEO	Nonilfenol etoxilado não iônico
PAC	Polialumínio Cloreto
PC	Policarbonato
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PFCs	Perfluorados
PP	Polipropileno
Ppm	Partes por milhão
PVC	Poli cloreto de vinila
PS	Poliestireno
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
UV	Ultravioleta

## Sumário

<b>1- Introdução</b> .....	<b>16</b>
<b>2 Objetivo</b> .....	<b>18</b>
2.1 Objetivo geral .....	18
2.2 Objetivos específicos .....	18
<b>3 Revisão de literatura</b> .....	<b>19</b>
3.1 Microplástico - origem, presença no meio ambiente e efeitos sobre a saúde e o meio ambiente .....	19
3.2 Tratamento de águas residuais - operações físicas, processos químicos e biológicos.....	22
3.3 Coagulação química - mecanismos, coagulantes e coadjuvantes da coagulação.....	25
3.4 Eletrocoagulação.....	30
3.5 Surfactantes.....	37
3.6 Efeito dos surfactantes na coagulação.....	39
<b>4 Materiais e métodos</b> .....	<b>42</b>
4.1 Delineamento experimental .....	42
4.2 Materiais utilizados e desenvolvimento do reator .....	43
4.3 Operação do reator .....	45
4.4 Planejamento experimental – Fase 1 .....	45
4.5 Experimentos com surfactante – Fase 2 e 3 .....	48
<b>5 Resultados e discussões</b> .....	<b>50</b>
5.1 Parâmetros de funcionamento do reator – fase 1.....	50
5.2 Parâmetros escolhidos para a segunda e terceira fases .....	51
5.3 Efeito do surfactante no microplástico pristino – Fase 2.....	51
5.4 Efeito do surfactante no microplástico degradado – Fase 3.....	55
5.5 Comparações entre os experimentos das fases 2 e 3.....	57
5.5.1 Efeito do Tween 20 no microplástico pristino e degradado .....	58
5.5.2 Efeito do LAS no microplástico pristino e degradado .....	59
5.5.3 Comparação entre Tween 20 e LAS no MP pristino e degradado .....	60
5.6 Análise de Microscopia Eletrônica de Varredura .....	62
5.7 Análise do potencial zeta.....	63
5.8 Análise dos resultados de remoção em conjunto com o potencial zeta...67	67
<b>6 Conclusões</b> .....	<b>75</b>
<b>7 Sugestão</b> .....	<b>76</b>
<b>8 Referências bibliográficas</b> .....	<b>77</b>

## 1- Introdução

Atualmente têm surgido variados tipos de contaminantes, os chamados poluentes emergentes. Por serem compostos recentes, ainda não se sabe muito sobre seus efeitos no meio ambiente e muitos deles ainda não têm seus valores máximos regulados pela legislação ambiental. Dentre os poluentes emergentes, ressalta-se os microplásticos (MP), sendo que de acordo com Sharma et al. (2021), as micropartículas de plásticos são encontradas em diversas composições, morfologias, texturas e formas, ocorrendo no ar, no solo, nas águas doces, no mar e, até mesmo, nos alimentos. Ainda de acordo com os autores, os microplásticos já foram encontrados em 220 tipos de animais aquáticos e dentre os perigos da ingestão dos MPs estão deficiência no crescimento, variação histológicas no intestino, alterações metabólicas e comportamentais. Em relação aos seres humanos, estudos recentes identificaram microplásticos em pulmões de cadáveres (SADOFSKY et al., 2022), placenta (CARNEVALI et al., 2020) e no sangue (LESLIE et al., 2022).

Outra problemática levantada em relação à presença de microplástico no meio ambiente é a adsorção de produtos químicos na superfície do poluente. Segundo WANG et al. (2021) a superfície do plástico, geralmente, possui grupos funcionais hidrofóbicos que facilitam a adsorção de matéria orgânica dissolvida, organismos, especialmente algas e bactérias, e metais pesados. De acordo com Gong et al. (2020) na presença de surfactantes com cargas opostas à dos poluentes a adsorção de contaminantes aos microplásticos pode ser ampliada em até dez vezes. Eder et al. (2021) relatam que plásticos envelhecidos apresentaram maior adsorção de prata e que a toxicidade de fármacos foi aumentada quando combinados com a exposição aos microplásticos.

Os surfactantes, substâncias com propriedades anfífilas, são outro tipo de poluente muito presente em esgotos domésticos e nos efluentes das indústrias farmacêutica e cosmética. O tensoativo aniônico alquilbenzeno sulfonato linear (LAS) é largamente utilizado como detergente (SAKAI et al., 2020), já o tensoativo não iônico polissorbato 20, derivado da família polioxietileno sorbitano monolaurato, com caráter não-iônico, também conhecido comercialmente como Tween 20, é um emulsificante bastante usado em indústrias alimentícias e farmacêuticas (FLORES et al., 2020). Tais compostos

trazem problemas para as estações de tratamento de esgoto e para o meio ambiente, visto que há a formação de espumas, além de aumentar a adsorção de compostos tóxicos em micropartículas plásticas, como dito anteriormente.

Outro ponto negativo da presença de surfactantes nos efluentes foi verificado por Xia et al. (2020), os quais apuraram que a eficiência de remoção de poliestireno (PS) reduziu levemente quando adicionado um surfactante aniônico no processo de coagulação química, porém com a introdução de um tensoativo não iônico, a queda na remoção foi maior. Já Luo et al. (2022) observaram que o envelhecimento dos plásticos influencia na ecotoxicidade do microplásticos, Guan et al. (2022) também averiguaram que a degradação dos plásticos pode alterar a carga negativa deles, além de alterar a mobilidade e a adsorção de componentes tóxicos.

Portanto, verifica-se que é preciso estudar as interferências entre os poluentes emergentes, identificando os prejuízos, ou mesmo, possíveis benefícios da coexistência dos contaminantes nos efluentes.

Dessa maneira, o presente trabalho trata da influência dos surfactantes iônicos e não iônicos na remoção de microplásticos prístinos e envelhecidos pelo processo de eletrocoagulação, pois o fato de não adicionar um coagulante externo pode interferir na forma com que é realizada a interação entre os poluentes emergentes, microplástico e surfactante.

## **2 Objetivo**

### **2.1 Objetivo geral**

- Analisar se há influência do surfactante não iônico e aniônico na eficiência do processo de eletrocoagulação aplicado na remoção de microplástico de PVC (glitter) pristino e envelhecido por radiação ultravioleta (UV).

### **2.2 Objetivos específicos**

- Encontrar as melhores condições para a remoção de microplástico por eletrocoagulação em um reator de bancada;
- Determinar a concentração de surfactante que prejudica a eficiência da eletrocoagulação na remoção dos microplásticos;
- Verificar o efeito da degradação de microplásticos por radiação UV na eficiência do tratamento por eletrocoagulação.

### 3 Revisão de literatura

#### 3.1 Microplástico - origem, presença no meio ambiente e efeitos sobre a saúde e o meio ambiente

Plásticos são polímeros sintéticos desenvolvidos em laboratórios. Os monômeros dão origem aos polímeros e dependendo de sua estrutura química, como, por exemplo, ligação covalente e número médio de meros por cadeia, pode ocorrer a formação de plásticos, borrachas ou fibras. O material é formado pela junção de várias moléculas pequenas que produzem moléculas grandes, as macromoléculas. A matéria prima utilizada na produção dos plásticos é o petróleo, uma destilação fracionada é efetuada nas refinarias obtendo-se a fração de nafta, a qual passa pelo processo de craqueamento térmico dando origem ao buteno, butadieno, etileno, propileno, isobutileno, polietileno, polipropileno, poli cloreto de vinila e muitos outros (ELIAS,2015).

Leo Baekeland, em 1912, produziu o primeiro polímero sintético, o baquelite, uma resina fenólica formada através da reação entre o formaldeído e o fenol. No ano de 1929 começaram a ser realizadas as reações de condensação, originando os poliésteres e as poliamidas. Em 1950, Giuglio Natta produziu polipropileno isotático (CANEVAROLO & SEBASTIÃO, 2002). A tabela 3.1.1 identifica a primeira ocorrência do polímero e o início de sua produção industrial.

Tabela 3.1.1: Primeira ocorrência e produção industrial de alguns polímeros

Polímero	1ª Ocorrência	1ª Produção Industrial
PVC	1915	1933
PS	1900	1936/7
PEBD	1933	1939
Nylon	1930	1940
PEAD	1953	1955
PP	1954	1959
PC	1953	1958

Fonte 1: CANEVAROLO & SEBASTIÃO, 2002.

Os plásticos foram desenvolvidos no início do século XX e devido a sua versatilidade, o material se espalhou e começou a ser utilizado na fabricação de diversos objetos. O fato de serem de baixo custo explica a grande disseminação desses nas indústrias. No entanto, um sério problema surgiu com o aumento desenfreado de seu uso, pois uma importante fração do lixo produzido pela humanidade é constituída por plásticos que se degradam lentamente na

natureza, portanto a presença do material no meio ambiente cresce cada dia mais (SWAPNIL et al., 2022).

De acordo com Elias (2015), os detritos de plásticos estão se acumulando na superfície do planeta, nos ambientes terrestres e aquáticos, chegando a serem encontrados nas partes mais remotas, como ilhas isoladas e nas profundezas do mar. Ainda segundo o autor, o material possui uma longevidade prevista em centenas e, até mesmo, milhares de anos, sendo que no mar profundo essa estimativa pode ser muito maior, visto que não há presença de luz para ajudar na degradação.

WANG et al. (2021) descreve microplásticos como pequenos pedaços de resíduos menores de 5 mm de diâmetro. Existem dois tipos de fontes, a primária ocorre quando a fabricação do plástico já é feita em pequenas dimensões, como por exemplo para usá-los em medicamentos e produtos de cuidados pessoais, tais como, esfoliantes e glitteres. Já a fonte secundária acontece quando há a fragmentação de objetos e detritos plásticos que possuem dimensões maiores, isso se dá, normalmente, por meio da fotodegradação e interações físicas, biológicas e químicas.

Os rios e lagos, assim como o ambiente marinho, também sofrem com a problemática dos microplásticos. Alguns rios recebem rejeitos ou são receptores de esgoto tratado e, até mesmo, bruto, com isso fragmentos de material plástico chegam nas águas fluviais, transformando-as em potenciais vetores de transporte de macro e micropartículas de plástico. Os esgotos domésticos são importantes fontes de microplástico, por exemplo, a lavagem de roupas libera uma considerável quantidade de fibras sintéticas na água, assim como produtos cosméticos e farmacêuticos, tais fatos provocam o acúmulo de materiais plásticos nas águas fluviais (KLEIN et al., 2015; HERNADEZ et al., 2017).

Um dos problemas mais visíveis e notórios de efeitos negativos da presença de microplástico é a ingestão de materiais plásticos pelos organismos marinhos, ao confundirem esses pequenos elementos com um possível alimento. A ingestão repetitiva pode levar a uma acumulação de plástico, ocasionando problemas no trato digestivo, no metabolismo, na fecundidade, na imunidade, no comportamento e, até mesmo, levar a morte desses seres aquáticos. A ocorrência da bioacumulação, também já foi fruto de estudo,

mostrando que os microplásticos seguem a cadeia alimentar, podendo, dessa maneira, chegar até o ser humano (AMELIA *et al.*, 2021; SUN *et al.*, 2022).

A biomagnificação acontece pela absorção e a adsorção de componentes tóxicos pelos plásticos, de forma didática a primeira acontece quando a substância passa para a massa do microplástico e na segunda o elemento fica apenas na superfície do material. Devido a essa capacidade de sorção, o elemento se torna um vetor de poluentes nocivos, tais como metais pesados, cepas bacterianas e fúngicas, componentes fármacos e poluentes orgânicos persistentes. Somando isso à bioacumulação e à cadeia alimentar, esses elementos tóxicos acabam chegando ao ser humano. No entanto, não é apenas através da teia alimentar que os microplásticos chegam até o homem. A inalação é uma via de entrada de plásticos no organismo humano, pois já foram encontrados vestígios de microplásticos em tecidos pulmonares (ACEDO *et al.*, 2021). A ingestão é comprovada, visto que partículas plásticas foram encontradas em amostras de fezes humanas e em alimentos destinados ao consumo do ser humano (AMELIA *et al.*, 2021). É preciso ressaltar que mais estudos são necessários para compreender melhor como funciona a sorção dos poluentes nocivos nos plásticos, e os efeitos negativos na saúde do ser humano, devido a ingestão direta e a bioacumulação.

Os microplásticos no meio ambiente estão expostos às intempéries, isso faz com que eles sofram degradação. De acordo com Dimassi *et al.* (2022), o envelhecimento dos resíduos plásticos pode ocorrer por degradação físico-química, conhecida como abiótica, e por biodegradação, os mecanismos de degradação são variados podendo acontecer por meio da fotodegradação, termo oxidação, biológica e degradação hidrolíticas, tais reações provocam a quebra dos plásticos em produtos com menor peso molecular. Ainda segundo os autores, a propriedade hidrofóbica do polímero afeta o processo de envelhecimento de maneira proporcional, quanto maior é a hidrofobicidade do elemento, maior é a degradação ocorrida, a cristalinidade do polímero, também afeta a degradação, porém de maneira inversamente proporcional, quanto maior o grau de cristalinidade, menor é a taxa de envelhecimento do resíduo plástico. A luz proveniente do sol é um dos fatores mais relevantes na degradação dos plásticos, uma alta intensidade de luz produz uma elevada foto-oxidação.

Dentre os diversos tipos de polímeros existentes o policloreto de vinila (PVC) é um dos que possui menor estabilidade, visto que têm uma forte sensibilidade à radiação UV. O primeiro processo de degradação do PVC começa com sua descoloração, a qual pode ser aumentada quando há condições aeróbias e altas temperaturas (DIMASSI et al.,2022).

### **3.2 Tratamento de águas residuais - operações físicas, processos químicos e biológicos**

As estações de tratamento de esgoto usualmente possuem processos físicos, químicos e biológicos envolvidos na depuração das águas residuais. Geralmente, o primeiro método utilizado é o físico, porém, é importante salientar, que o processo físico está presente em outros momentos do tratamento. Esses sistemas envolvem gradeamento, peneiramento, remoção de areia, mistura, floculação, flotação, sedimentação e filtração. Os tratamentos químicos são aqueles que envolvem reações e compostos químicos, alguns exemplos são desinfecção, transferência de gases e precipitação química.

Os níveis de tratamento de resíduos líquidos se dividem em preliminar, primário, secundário e terciário. De acordo com o atlas de saneamento do IBGE, com última edição em 2021, o processo convencional de tratamento é constituído basicamente por grades e caixa de areia – compondo o tratamento preliminar - em seguida tem-se o decantador primário, posteriormente o efluente passa por um tanque com lodo ativado ou por um filtro biológico, seguindo para um decantador secundário; o lodo produzido no sistema de tratamento vai para uma unidade de secagem. Porém, existem diversos modelos de estações de tratamento com tecnologias variadas que se adequam a cada tipo de efluente e ao grau de qualidade da água que se deve atingir para o lançamento nos corpos receptores ou para reuso.

Conforme estudo de revisão de Krishnan et al. (2023), no tratamento preliminar tem-se basicamente processos físicos, o primeiro deles é o gradeamento, que tem por função remover sólidos grosseiros, os quais podem deteriorar ou obstruir equipamentos, esse mecanismo sempre deve ser empregado quando houver a necessidade de realizar uma elevatória de esgoto antes de chegar na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), para evitar que as bombas e maquinários sejam danificados. Após esse primeiro processo,

normalmente é usada uma caixa de areia, que consiste em uma técnica de sedimentação para remover sólidos inertes, finos e pesados. A remoção da areia é necessária para diminuir a frequência de limpeza dos digestores, proteger o maquinário de abrasão, desgastes anormais e, também, evitar formação de depósitos nos tanques e condutos, nessa etapa a velocidade deve ser controlada, não podendo ser alta, para que, assim, os sólidos inertes se sedimentem e não sejam arrastados (KRISHNAN et al., 2023).

O tratamento primário tem por função remover sólidos em suspensão que podem sedimentar ou flotar, dependendo de sua densidade. As técnicas mais comuns dessa etapa são o decantador simples, o flotador simples, o precipitador químico ou o tanque séptico, o qual conjuga o tratamento primário com o secundário. Na sedimentação quimicamente assistida, antes de passar para o decantador, dependendo do estado do resíduo líquido, se aplica um coagulante químico durante uma mistura rápida para que em seguida a massa de esgoto se encaminhe para uma etapa de mistura lenta, local onde ocorrerá a formação de flocos, que ao chegarem aos tanques irão decantar ou flutuar. Comumente nesta fase são removidos de 40 a 70% dos sólidos suspensos e 25 a 40% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (JOAQUIN et al., 2022).

A próxima etapa do tratamento é a secundária, tendo como propósito degradar e remover a matéria orgânica biologicamente, podendo, também, eliminar micro-organismos e alguns tipos de nutrientes como, por exemplo, nitrogênio e fósforo. A estabilização da matéria orgânica biodegradável acontece devido a ação de micro-organismos, geralmente bactérias, as quais oxidam o material orgânico presente no esgoto, transformando-o em constituintes finais aceitáveis. Além disso, nessa fase é formada uma biomassa adicional, o lodo, que posteriormente deve ser tratada e ter uma disposição final adequada (SINGLA, 2022). Atualmente existem diversas tecnologias para serem aplicadas nessa fase, dependendo da qualidade do efluente e das características necessárias do afluente. A remoção de DBO gira em torno de 60 a 99% e dos nutrientes fica por volta de 10 a 50% de eficiência. Ressalta-se que algumas técnicas agrupam a fase primária com a secundária, ou mesmo, eliminam o estágio de tratamento primário (SINGLA, 2022).

Existem três tipos de combinações de reatores biológicos, sendo elas, sem decantação posterior e sem recirculação de sólidos, reator com decantação

posterior, mas sem recirculação e reator com decantação após, com recirculação dos sólidos. O tratamento biológico pode ser dividido em dois tipos, sendo um deles com crescimento de micro-organismos suspensos e outro com crescimento aderido, mais conhecido como biofilme.

Outra variação possível para as técnicas de tratamento secundário é o método ser aeróbio, anaeróbio ou combinado. O procedimento aeróbio acontece na presença de oxigênio, as bactérias e micro-organismos utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono e realizam processos oxidativos, uma desvantagem desse procedimento é o consumo de energia para que haja a aeração e em alguns casos a necessidade de grandes áreas para sua implantação. Como aspecto positivo tem-se a maior remoção de compostos orgânicos e a não liberação de odor. No método anaeróbio não há a participação do oxigênio, nessa técnica é necessário um maior tempo de detenção hidráulico (TDH), há a redução da produção de lodo biológico e não ocorre gasto energético, tornando-o um método mais econômico, no entanto, caso o sistema não receba manutenções adequadas acontece a produção de gases com odores desagradáveis. É preciso ressaltar que em alguns locais, os gases gerados por essa tecnologia anaeróbia são captados para a produção de biogás. Um arranjo comumente usado é um tratamento anaeróbio seguido por um aeróbio, assim obtém-se um ajuste otimizado entre as vantagens e desvantagens dos dois modelos (Abreu e Zaiat, 2008).

Alguns dos sistemas biológicos existentes são o reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), filtro anaeróbio, filtro biológico percolador, biofiltro aerado submerso, lodo ativado, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lagoa aerada mecanicamente e wetlands construídos. Cada um desses possui suas vantagens e desvantagens e devem ser avaliados e escolhidos de acordo com o tipo de efluente a ser tratado, o nível de qualidade que necessita chegar, a disponibilidade de energia e espaço a ser ocupado (SINGLA, 2022).

O tratamento secundário pode ser o último nível, ou pode-se seguir para um procedimento terciário, dependendo das condições de depuração que se deseja atingir. São removidos no tratamento terciário o material particulado orgânico ou inorgânico, sólidos suspensos ou coloidais, carbono orgânico total, compostos orgânicos recalcitrantes ou voláteis, surfactantes, amônia, nitrato, fósforo, cálcio, magnésio, cloreto, sulfato e micro-organismos. Existem variadas

técnicas, que são escolhidas de acordo com o que se quer remover, alguns exemplos são lagoa de maturação, osmose reversa, microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração, eletrodialise, destilação, precipitação química, absorção, adsorção, desinfecção por raios ultravioleta, cloração, ozonização, correção de pH e outros (HAMID et al., 2022).

### **3.3 Coagulação química - mecanismos, coagulantes e coadjuvantes da coagulação**

As partículas presentes no afluente do tratamento preliminar geralmente são coloides, aqueles fragmentos por volta de  $10^{-5}mm$ , ou soluções, com dimensões de  $10^{-6}mm$ . Como o tamanho desses elementos é muito pequeno, o tempo gasto para ocorrer a deposição é grande, além disso, a carga negativa estabelece forças repulsivas entre as partículas, tornando a solução estável, portanto esse é mais um empecilho para a sedimentação. A coagulação, então, é utilizada para gerar a instabilidade da solução, permitindo com que os fragmentos se agreguem em flocos, os quais possuem dimensões maiores, fato que facilita a remoção (BADOLA et al., 2022).

O processo de coagulação química, normalmente, envolve a ação de uma mistura rápida, com posterior agitação lenta, para que ocorra a fase de floculação. Esses procedimentos são seguidos de sedimentação ou flotação, de acordo com a densidade dos poluentes a serem removidos. Conforme relatado por Vaz et al. (2010) a mistura está presente em várias etapas do tratamento de resíduos líquidos, sendo a mistura rápida aquela usada para espalhar quase que instantaneamente os produtos químicos que irão funcionar como coagulantes. Ainda segundo os autores, dentre os equipamentos utilizados destaca-se os misturadores estáticos, em linha, de indução de alta velocidade e vertedores Parshall, os quais são bastante utilizados nesse estágio. Os produtos químicos utilizados para a coagulação têm por função desestabilizar um determinado sistema, permitindo que os coloides se agrupem, processo que acontece em um rápido período (SILVA et al., 2019).

Após a dispersão do coagulante químico na água o resíduo líquido passa por um processo de mistura rápida seguido por mistura lenta, para que assim sejam formados os flocos. O tempo de detenção dessa etapa é maior, sendo por volta de 20 a 45 minutos. As partículas desestabilizadas se unem e formam

grandes aglomerados, os quais podem ser removidos mais facilmente por meio da gravidade ou flutuação. Este procedimento é conhecido como floculação e são comuns os misturadores estáticos, de hélice, de turbinas ou os floculadores hidráulicos como as chicanas (TANG, et al., 2022). A referida fase tem por função promover colisões entre os fragmentos, que estão desestabilizados devido aos produtos químicos adicionados na coagulação, para que eles se agrupem e formem partículas maiores, que possam ser removidas posteriormente. No dimensionamento, é preciso dar atenção à velocidade, que não deve ser muito pequena para evitar a deposição do material, nem muito elevada a ponto de romper os flocos formados (MOUSAZADEH et al., 2021).

Com a formação dos flocos a etapa seguinte tem por finalidade removê-los. Um dos procedimentos mais comuns é a sedimentação ou decantação. A velocidade de escoamento do efluente é reduzida para que as forças gravitacionais atuem sobre as partículas, que quando mais densas que o líquido, descem e se depositam no fundo do tanque ou reator. A sedimentação após coagulação e floculação é conhecida como decantação primária (MOUSAZADEH et al., 2021).

Vaz et al. (2010) dividem o processo de sedimentação em quatro tipos, a discreta, a floculenta, a zonal e a de compressão, enquanto ocorre a sedimentação as partículas vão se aglomerando, produzindo flocos com maiores dimensões, o que provoca o aumento da velocidade de decantação, portanto quanto maior a possibilidade de contato entre os flocos melhor será a eficiência do processo, sendo assim aumentar a profundidade do decantador e o tempo de detenção proporciona um efeito superior.

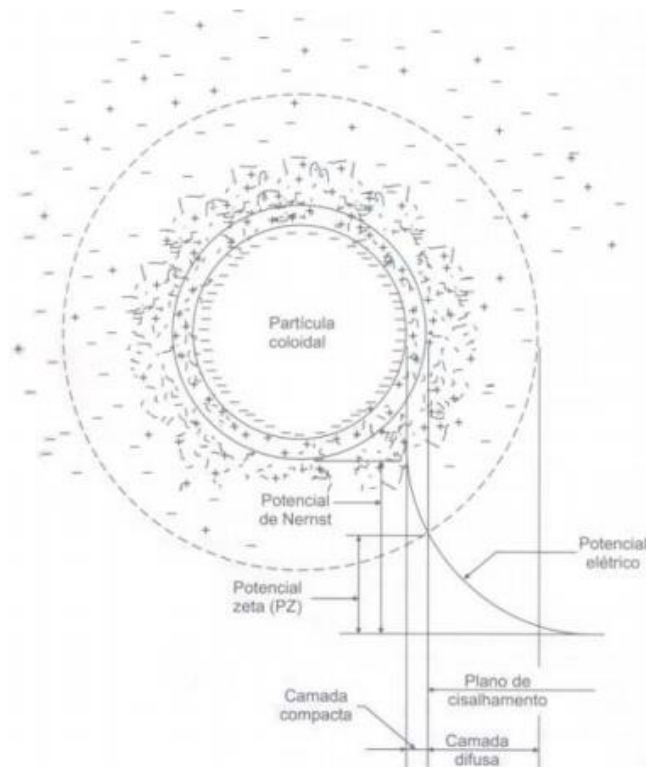
O jar test é um procedimento em escala piloto para simular o processo de coagulação e floculação, é largamente utilizado e tem por finalidade identificar as melhores condições para o tratamento do resíduo líquido desejado. O teste ajuda a identificar qual produto químico será mais eficiente, qual a quantidade de produto será mais adequada, os efeitos causados pelos agentes floculantes em diferentes valores de pH e os sistemas mais adequados para serem utilizados posteriormente (ASADOLLAHFARDI et al., 2018).

As partículas coloidais possuem dimensão por volta de 0,001 a 1  $\mu\text{m}$  e as forças atrativas dessas são bem menores que as repulsivas, sendo assim, a condição de estabilidade faz com que essas partículas permaneçam em

suspensão. A coagulação química, então, tem por finalidade desestabilizar as partículas do efluente que será tratado através de agregação em função de floculação pericinética e ortocinética. A coagulação química é desenvolvida através de quatro mecanismos isolados ou combinados, sendo eles a compressão da dupla camada elétrica, a adsorção e neutralização de carga, a varredura e a adsorção e formação de pontes. A adsorção e neutralização de carga promove a desestabilização através da interação entre os coloides, coagulantes e solventes.

O primeiro modelo ocorre com a adição de elementos neutros que irão aumentar a densidade de carga na camada difusa fazendo com que haja a compressão da esfera de influência das partículas, os íons com cargas contrárias aos coloides são atraídos e se mantêm na superfície das partículas devido às forças de atração e de van der Waals, formando uma camada fixa. Em volta dessa camada compacta fica a camada difusa que por ser mais distante do colóide não tem força atrativa suficiente para romper o efeito da agitação térmica. Existe um distanciamento mínimo entre a camada externa do colóide e os contra íons no qual o potencial elétrico cai linearmente, após essa extensão o decaimento é exponencial. A camada compacta segue o potencial de Stern ao passo que a camada difusa é medida pelo potencial zeta (WU et al., 2023).

Figura 3.3.1: Esquema da dupla camada elétrica



Fonte 2: DI BERNARDO, 2005

Utilizar íons para causar essa desestabilização e formação de camadas duplas não é viável em tratamento de resíduos líquidos, visto que é necessária uma elevada adição de íons para promover a compressão das camadas elétricas e promover a floculação. A adsorção e neutralização de carga promove a desestabilização através da interação entre os coloides, coagulantes e solventes. A adição de coagulantes com cargas contrárias às dos coloides proporciona a neutralização das partículas permitindo a aglutinação e a formação de flocos (DI BERNARDO, 2005).

Segundo Shahi et al. (2020), nesse procedimento ocorre a formação de espécies hidrolisadas de carga positiva que se aderem aos coloides, partículas negativas, desestabilizando-os, se a quantidade de coagulante utilizado for maior que a necessária haverá a reversão de carga do coloide e o resíduo líquido será reestabilizado. Visto isso, percebe-se que é preciso avaliar a faixa de dosagem de coagulante e valor do pH. Ainda de acordo com o autor, são os produtos da hidrólise dos íons dos metais de alumínio e ferro que provocam a coagulação e para que ocorra a adsorção é necessário um alto gradiente de velocidade e um tempo de menos de 1 segundo. Tal mecanismo é bastante

utilizado quando a técnica de remoção após coagulação é a filtração direta, visto que há a formação de microflocos que se sedimentam com baixa velocidade, porém são facilmente retidos (DI BERNARDO, 2005).

O método de coagulação que funciona por varredura proporciona flocos maiores que aqueles formados no mecanismo de adsorção de neutralização de cargas, tendo maior velocidade de sedimentação, portanto é largamente utilizado em estações de tratamento que visam a floculação e posterior sedimentação. A varredura decorre do uso de dosagens mais altas de coagulantes, permitindo que os flocos formados sejam maiores e mais pesados e decantem mais rapidamente, é importante determinar as dosagens e valores de pH que proporcionam uma boa operação (HANIF et al., 2022). Segundo Joaquin et al. (2022), os íons metálicos mais utilizados na coagulação química tradicional são os de ferro e de alumínio, os autores destacam que inicialmente acreditava-se que os íons  $Al^{3+}$  e  $Fe^{3+}$  seriam os agentes causadores da coagulação, no entanto, atualmente, sabe-se que são os produtos gerados na hidrólise dos íons que ocasionam os efeitos coagulantes.

O último mecanismo de coagulação é a adsorção e formação de pontes, nesse há o uso de polímeros orgânicos, naturais ou mesmo sintéticos para auxiliar a formação dos flocos. A molécula do polímero, sendo longa o suficiente, reduz a repulsão da dupla camada quando acontece a aproximação de outros coloides, além de proporcionar a adsorção das partículas em sua superfície (HANIF et al., 2022).

Marcelo Libânio (2010) destaca que o processo de coagulação pode sofrer interferência devido a variadas razões, sendo elas o tipo de coagulante usado, o pH e a alcalinidade do meio líquido, o tipo e a dimensão das partículas, a aplicação dos produtos químicos, a temperatura, o gradiente de velocidade e outros. A escolha do produto químico a ser utilizado no processo de tratamento é uma importante parte do projeto e deve ser escolhido de acordo com o tipo de resíduo líquido a ser tratado, seu futuro uso e a tecnologia de tratamento. Os coagulantes mais utilizados são aqueles a base de alumínio e ferro, mas também são empregados o hidróxido de cálcio, também conhecido como cal hidratada, o sulfato ferroso, o sulfato férrico, o cloreto férrico, o cloreto de alumínio e outros.

É comum, além dos coagulantes, utilizar-se polieletrólitos que auxiliem os primeiros na formação de flocos, e, conseqüentemente, o processo de

decantação, ocasionando o aumento da velocidade de sedimentação. Dentre esses produtos estão a cal hidratada, a cal virgem, a barrilha, disponíveis em estado sólido, e a soda cáustica, podendo ser operada no seu estado líquido ou sólido. A sílica ativa, também pode ser empregada como auxiliar dos coagulantes a base de alumínio, promovendo até uma diminuição na dosagem, no entanto não há bons resultados desse composto com coagulantes férricos. (LIBÂNIO, 2010).

Os polieletrólitos, polímeros orgânicos que possuem seu comprimento ionizado, são ótimos auxiliares no processo de coagulação e floculação. Durante muito tempo utilizou-se polímeros naturais, tais como, amido, gomas de polissacarídeos e compostos de celulose, depois de um certo tempo surgiram os polímeros sintéticos, que têm como vantagem a possibilidade de serem feitos sob medida. O uso dessas substâncias permite reduzir a dosagem de coagulantes e aumentar o tamanho dos flocos fazendo com que a sedimentação seja mais veloz. São classificados de acordo com a carga, podendo ser aniônicos, com carga negativa, catiônicos, com carga positiva ou não-iônicos, sem carga. Os polímeros catiônicos podem agir não somente como auxiliares na coagulação, mas também, como substâncias primárias no processo de formação dos flocos, atuam na neutralização das cargas superficiais que ficam ao redor das partículas suspensas, aumentando, assim, a dimensão dos flocos. Ainda segundo o autor, os polieletrólitos aniônicos e não aniônicos formam uma ligação entre os sólidos que já se coagularam gerando, dessa maneira, flocos maiores (ADEBAYO et al., 2021).

### **3.4 Eletrocoagulação**

Um dos mecanismos utilizados para a desestabilização das partículas suspensas e formação de flocos é a coagulação química, que, como visto anteriormente, acontece com a adição de produtos químicos. No entanto, existe outra técnica voltada para a aglutinação e remoção de sólidos suspensos, a eletrocoagulação. Essa metodologia tem por função a formação de flocos sem a adição de produtos químicos.

A eletrocoagulação introduz os elementos coagulantes nas águas residuais através de reações eletroquímicas, promovendo a aglutinação de materiais suspensos e dissolvidos no efluente e, conseqüentemente,

removendo-os. Essa metodologia vem sendo empregada na remoção de poluentes, pesticidas, óleos e graxas, radionuclídeos e, até mesmo, alguns micro-organismos prejudiciais (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). Segundo Lu *et al.* (2021), a técnica consiste no posicionamento de eletrodos de sacrifício imersos na solução aquosa a ser tratada, os eletrodos mais utilizados são os de ferro e de alumínio, no entanto diferentes metais podem ser usados, tais como o zinco, magnésio, titânio e outros. Ainda de acordo com os autores, dois desses eletrodos são ligados a uma fonte de corrente elétrica e à medida que essa passa pelos metais ocorre a oxidação no eletrodo que funciona como ânodo e redução no metal que age como cátodo, as Equações 1, 2 e 3 a seguir resumem as principais reações que acontecem na eletrocoagulação.

No ânodo:



No cátodo:



Em seu trabalho de revisão sobre a eletrocoagulação, Garcia-segura *et al.* (2017) abordam os fatores que impactam tal procedimento, sendo eles o material do eletrodo, o pH, a densidade da corrente, o efeito do eletrólito de suporte, os parâmetros do reator e a distância e o arranjo entre os eletrodos. O material escolhido para o eletrodo irá afetar tanto o desempenho quanto o custo do processo, os metais mais comumente utilizados são o ferro e o alumínio, pois são mais vantajosos financeiramente falando, além de serem os coagulantes mais usualmente utilizados na coagulação química e possuírem elevadas taxas de eletro dissolução. Ainda segundo os autores, o material escolhido deve ser selecionado analisando-se a eficiência necessária, a quantidade de poluente a ser removido e a dissolução anódica desejada.

Em relação ao pH, as melhores condições são os meios mais neutros, levemente ácidos ou alcalinos, os valores muito distantes de 7 prejudicam a remoção dos poluentes, porém estudos mostram que valores de pH entre 3 e 10 provocam uma remoção de 85 a 100% para microesferas (GARCIA-SEGURA *et*

*al.*, 2017; PERREN *et al.*, 2018). Durante o processo de eletrocoagulação são liberados espécies  $OH^-$  e  $H^+$  o que altera de maneira delicada o pH da solução, as águas residuais ligeiramente ácidas tem seu potencial hidrogeniônico aumentado, já os líquidos com pH mais básicos não sofrem muita alteração, portanto diz-se que o método de eletrocoagulação gera uma neutralização do pH do meio (LU *et al.*, 2021).

As reações eletroquímicas que acontecem nesse método de coagulação são controladas pela densidade da corrente aplicada. Segundo Garcia-segura *et al.* (2017), usualmente se utiliza a corrente contínua, porém o uso de corrente alternada pode ser uma opção para diminuir a passivação do ânodo de sacrifício, permitindo que a vida útil do eletrodo aumente. O processo de eletrocoagulação gera a dissolução de íons metálicos no líquido a ser tratado, essa quantidade é proporcional a densidade de corrente elétrica, uma corrente mais elevada gera mais íons dissolvidos. A densidade de corrente elétrica segue a lei de Faraday, demonstrada na Equação 4.

$$m = \frac{I.t.M}{F.Z} \quad (4)$$

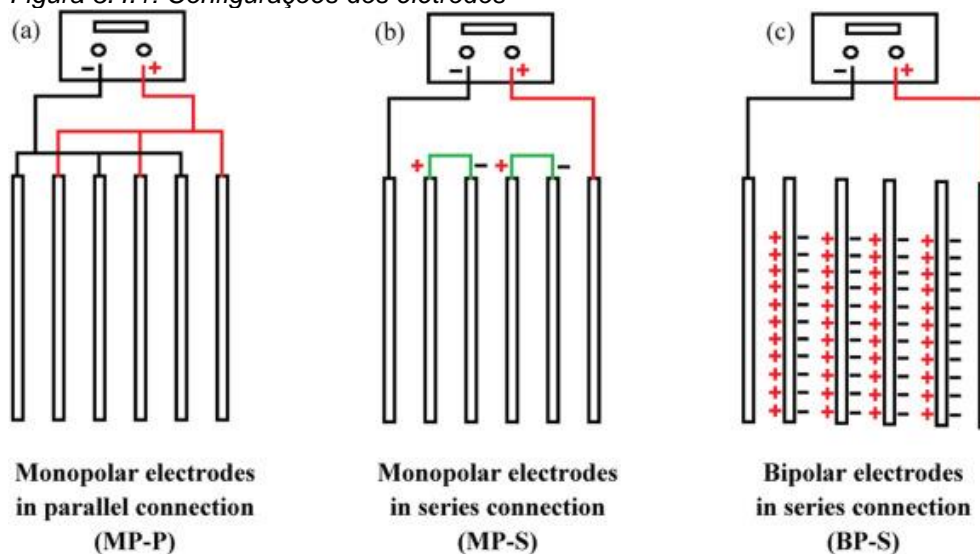
Sendo “m” a massa liberada do metal utilizado, expressa em gramas (g), I é a corrente elétrica aplicada, tendo como unidade de medida o ampere (A), t é o tempo de eletrólise, medido em segundos (s), M é a massa molar do metal, dada em gramas por mol (g/mol), F é a constante de Faraday, tendo o valor de 96485 C/mol e, por último, Z é a quantidade de elétrons presentes na reação (LU *et al.*, 2021).

A configuração do reator é um fator de extrema importância, pois afeta o desempenho do mesmo e permite atingir sua eficiência máxima. A maneira em que os eletrodos são conectados à fonte elétrica causa influência na remoção e no consumo de energia, logo afetando, também, o custo do processo. Eletrodos monopolares em conexões paralelas (MP-P) é um dos arranjos possíveis, nesse modelo os ânodos são conectados uns aos outros, assim como os cátodos também são conectados entre si. Os eletrodos monopolares podem ser ligados em série (MP-S), em tal sistema apenas os eletrodos externos são conectados na fonte de alimentação, formando um ânodo e um cátodo, a polarização dos outros eletrodos acontece com a passagem da corrente por eles, cada par de eletrodo interno é conectado um ao outro apenas internamente, esses são os

chamados eletrodos de sacrifício, que têm como função diminuir o consumo do ânodo e a passivação do cátodo (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2021).

Outra conexão existente é a bipolar em série (BP-S), os eletrodos externos são monopolares e ligados a fonte de energia, os eletrodos do meio não são conectados entre si e são bipolares, ou seja, cada lado do eletrodo possui uma polaridade diferente, atuando ao mesmo tempo como um ânodo e um cátodo. Em um arranjo serial é preciso que a diferença de potencial seja maior e que todos os eletrodos recebem a mesma corrente elétrica, já no modelo paralelo a diferença de potencial é igual para todos os eletrodos e a corrente é dividida de acordo com a resistência de cada eletrodo. As comparações dos métodos não são completamente conclusivas, visto que os outros parâmetros operacionais e a natureza do poluente interferem no resultado final. É importante ressaltar que diferentes configurações existem e são objetos de estudo, no entanto essas três são as mais comuns (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2021). Na Figura 3.4.1 são apresentadas as três configurações de eletrodos propostas por Garcia-Segura et al. (2017).

Figura 3.4.1: Configurações dos eletrodos



Fonte 3: GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017

Lu et al. (2021), em seu trabalho de revisão, abordam o tipo de escoamento do líquido no reator. Para realizar o escoamento horizontal as placas dos eletrodos são colocadas horizontalmente, o que torna difícil a troca quando há uma corrosão intensa, fato que explica sua rara utilização, porém nesse arranjo a mistura é mais eficiente. O escoamento vertical é o mais usual por permitirem a troca de eletrodos de maneira prática, o modo de escoamento ascendente é mais habitual, porque geram mais hidróxidos. A entrada do

efluente pode ser através de um único canal ou múltiplos, sendo o último o mais usado por ter um arranjo simples de fluxo e com uma taxa de escoamento pequena, no entanto quando a passivação do eletrodo não puder ser diminuída, é aconselhado a utilização de um canal único de entrada para que se possa aumentar a vazão.

A lacuna entre os eletrodos também é uma variável importante, pois tem influência direta no desempenho da eletrocoagulação. A distância pode interferir no campo eletrostático, na dimensão do reator, no tipo de fluxo, na transferência de massa nos eletrodos e o consumo de energia. Quanto mais próximos são os eletrodos, maior será o campo eletrostático formado, com isso a dissolução do eletrodo será mais rápida, porém a circulação do líquido entre as placas fica prejudicada. Se a distância for maior, há a diminuição na transferência de massa, fazendo com que taxa de reação cai. O espaço entre as placas de eletrodo sendo ideal permite que a flutuação das bolhas de gás seja mais estável e que os flocos flutuem de maneira mais fácil. A resistência da solução (IR) e a resistência ôhmica (R) também são afetadas pelo distanciamento entre os eletrodos, como mostra as Equações 5 e 6.

$$R = d / S.K \quad (5)$$

$$IR = I.d / S.K \quad (6)$$

Sendo d a distância entre os eletrodos (m), S a área da superfície do eletrodo (m<sup>2</sup>), K a condutividade da solução (mS/m) e I a corrente elétrica (A). De acordo com as equações acima, a energia é diminuída quando a distância entre os eletrodos é menor ou quando a área ou a condutividade são aumentadas. Com isso métodos experimentais são largamente utilizados para otimizar a variável distância entre eletrodos (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2021).

Perren *et al.* (2018) testaram o efeito da condutividade na eletrocoagulação ajustando o líquido com diferentes concentrações de cloreto de sódio (NaCl). Foi verificado pelos autores que é possível otimizar o consumo de energia elétrica com a adição de NaCl, visando aumentar a condutividade. É importante ressaltar que para que se tenha a passagem de corrente elétrica pelo líquido a ser tratado é necessário a presença de sais minerais.

Em relação ao eletrólito de suporte e seu efeito, Garcia-segura *et al.* (2017) relatam que esse contribui com a condutividade da solução, diminuindo a

queda ôhmica e também o consumo energético. Os autores, em seu estudo de revisão, verificaram que as maiores influências são, normalmente, associadas aos efeitos aniônicos. O processo de eletrocoagulação e liberação de coagulantes é, significativamente, favorecido na presença de cloretos, devido ao seu poder corrosivo, permitindo tensões mais baixas do que quando o eletrólito de suporte é a base de nitrato ou sulfato.

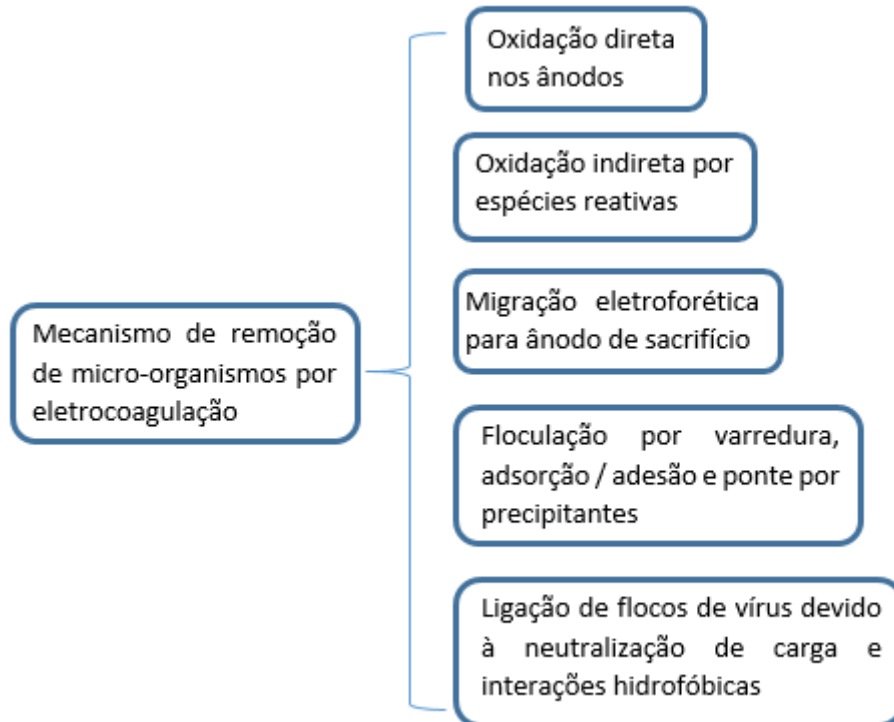
A geração do coagulante ocorre na superfície do material anódico, por oxidação, enquanto que na superfície do cátodo acontece a liberação de gás hidrogênio. O processo de coagulação por eletrólise, diferentemente da química, produz microbolhas de ar que promovem o método de flotação das partículas (NAFI & TASEIDIFAR, 2022). Segundo Nishihora et al. (2018) existe uma relação entre a corrente elétrica e a quantidade de bolhas formada, com valores baixos a flotação é menor, os autores ressaltam que as maiores remoções ocorrem com coloides com densidade menores que a da água, pois esses, naturalmente, se deslocam para a superfície, fato auxiliado pelas microbolhas originadas no processo.

A eletrocoagulação, atualmente, vem sendo utilizada para remover certos tipos de poluentes emergentes. Estudos demonstram tratamento de águas residuais através do referido processo, tais como efluentes provenientes de produtos farmacêuticos e alimentícios, óleos, compostos perfluorados (PFCs), contendo diversos tipos de contaminantes de metais pesados e metaloides, incluindo arsenato, fosfato, íons metálicos, lixiviados de aterros, águas residuais de refinarias de petróleo, entre outros. Os PFCs são largamente utilizados como surfactantes em espumas de combate ao incêndio e também como embalagens de alimentos, esse material é persistente e tem tendência de bioacumulação. Esse produto é potencialmente perigoso para a saúde humana e resistente a diversas tecnologias de tratamento, no entanto a eletrocoagulação tem se mostrado promissora na remoção de tal poluente (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2021).

Em sua pesquisa Lu et al. (2021) verificaram que a eletrocoagulação é uma promissora tecnologia para desinfecção de água, tendo capacidade de remover uma ampla gama de bactérias e vírus. A redução de *Escherichia coli* não ocorre na ausência de cloreto, mostrando que o mecanismo de desinfecção envolvido na eletrocoagulação depende da presença de espécies de cloro, os

parâmetros importantes para a geração de cloro e gás nesse processo são as concentrações de correntes e cloreto, já a condutividade, apesar de gerar um pequeno efeito, não é tão relevante quanto os outros dois fatores. Ressalta-se a necessidade de controlar a geração de cloro, pois como acontece na cloração direta, o excesso de cloro pode levar à formação de níveis prejudiciais de subprodutos da cloração (CAMARA et al. 2017). A Figura 3.4.2 mostra os mecanismos de remoção dos micro-organismo pelo método da eletrocoagulação em uma imagem adaptada de Lu et al. (2021).

Figura 3.4.2: Mecanismos de remoção dos micro-organismo por eletrocoagulação



Fonte 4: adaptado - LU et al., 2021

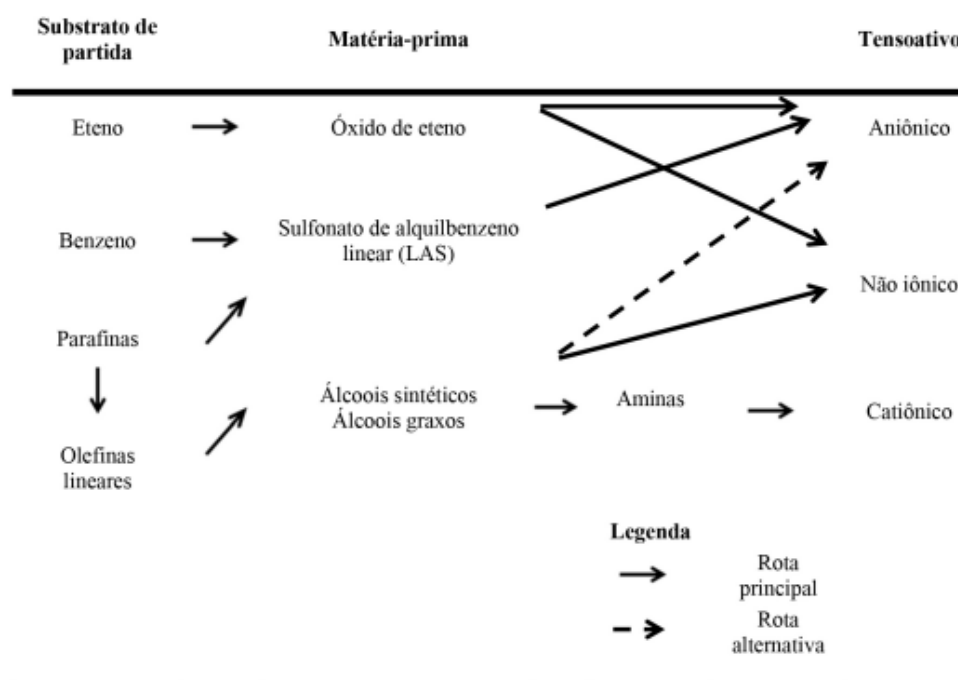
Em relação à viabilidade econômica, o custo operacional é a preocupação principal, pois são necessárias a utilização de energia elétrica e a eventual troca dos eletrodos que sofrerão corrosão. O consumo energético é um dos fatores limitantes para a aplicação do método de eletrocoagulação, porém as tecnologias de energia renováveis, como por exemplo a solar, tornam acessíveis a utilização do método em escala real (Lu et al., 2021). A maneira como a corrente elétrica é aplicada causa influência nas despesas operacionais, normalmente, correntes contínuas são usadas nas unidades de tratamento por eletrocoagulação, porém seu uso causa maiores corrosões e consumo de material, alguns pesquisadores utilizaram corrente alternada como fonte de

alimentação do processo e encontraram resultados promissores, mostrando uma maior economia (BAJPAI et al., 2022).

### 3.5 Surfactantes

Os surfactantes são compostos que possuem em sua estrutura química uma parte polar hidrofílica, ou seja, que tem forte atração por solventes e uma outra parte hidrofóbica, que repele solventes. Esses podem ser divididos entre aniônicos, catiônicos, não iônicos e zwitter-iónicos, o primeiro gera íons negativos após se ionizar em água, enquanto o segundo, os catiônicos, liberam cátions, os surfactantes não iônicos não possuem uma carga específica, apresentando um equilíbrio, já os zwitter-iónicos dependem do pH do meio, se a solução for ácida agirão como cátions e se for básica como ânions (NAQVI et al., 2021). Na figura 3.5.1 são identificados esquemas com a rota de obtenção química dos surfactantes sintéticos.

Figura 3.5.1: Esquema com as rotas de obtenção química dos surfactantes sintéticos

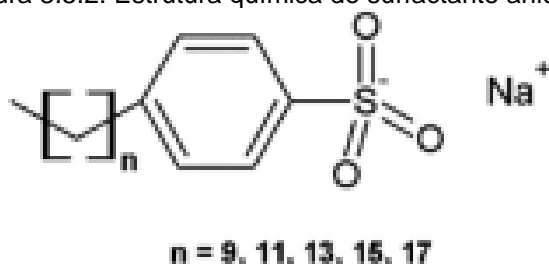


Fonte 5: FELIPE & DIAS, 2017

O alquilbenzeno sulfonato (ABS) é um dos principais tensoativos aniônicos sintéticos, tendo como base derivados do petróleo, o benzeno e o tetrâmero de propileno. O produto utilizado como detergente possui uma melhor performance que o sabão, logo houve uma ótima aceitação no mercado mundial. No entanto, a utilização desse composto trouxe problemas para as estações de tratamento de esgoto, visto que geram camadas densas de espuma e são

resistentes a biodegradação, devido aos carbonos quaternários presentes em sua cadeia hidrofóbica. Com o intuito de resolver tais problemas, foi desenvolvido os tensoativos biodegradáveis, os quais possuem cadeias alquílicas lineares. No entanto, ressalta-se que por terem um custo baixo os ABS ainda são usados na fórmula de produtos de limpeza em alguns países da América Latina (MYERS, 2020). Um dos surfactantes aniônicos mais utilizado atualmente é o alquilbenzeno sulfonato linear (LAS), sendo 80% como detergente doméstico e o restante, 20%, nas indústrias. Em comparação com o ABS convencional, o LAS, também conhecido como Dodecilbenzenossulfonato de Sódio, tem uma vantagem em relação a biodegradabilidade e a produção de menos espuma. Porém, o tenso ativo ainda permanece sendo um problema ambiental (SAKAI et al., 2020). Na Figura 3.5.2 está demonstrada a estrutura química do surfactante LAS.

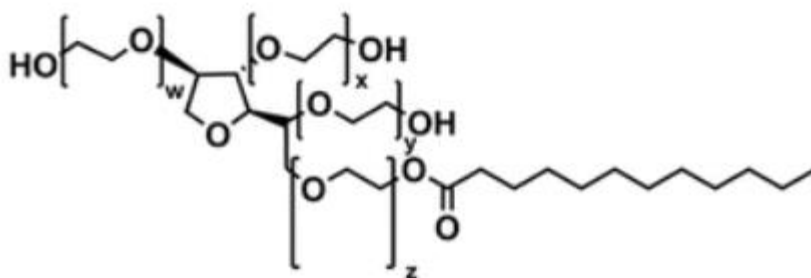
Figura 3.5.2: Estrutura química do surfactante aniônico LAS



Fonte 6: FELIPE & DIAS, 2017.

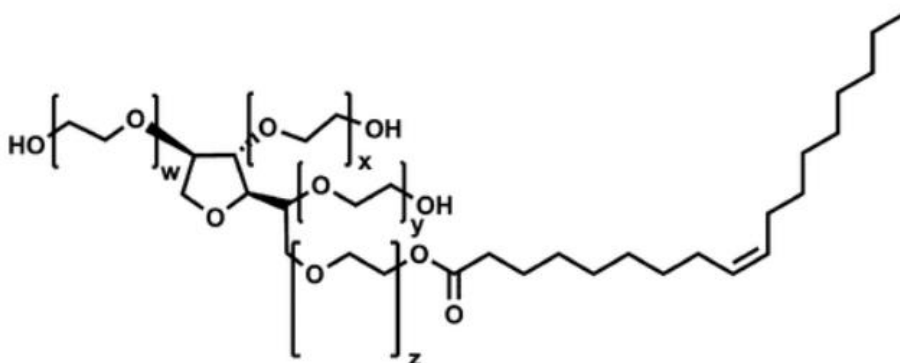
Um exemplo de surfactante não iônico é o polissorbato, um emulsificante utilizado em indústrias alimentícias e farmacêuticas. O Tween 80 geralmente é usado em meios de cultura, com a finalidade de transformar um determinado substrato hidrofóbico em um local apropriado para micro-organismos. O polissorbato 20, também conhecido como Tween 20, é um tipo de emulsificante encontrado em cosméticos, tendo como função unir e evitar a separação dos ingredientes da fórmula (FLORES et al., 2020). Como tais produtos são amplamente utilizados, é necessário entender seus efeitos. Nas Figura 3.5.3 e 3.5.4 estão as estruturas químicas dos surfactantes polissorbato 20 e polissorbato 80, respectivamente.

Figura 3.5.3: Estrutura química do surfactante não iônico polisorbato 20



Fonte 7: GINZBURG et al., 2018

Figura 3.5.4: Estrutura química do surfactante não iônico polisorbato 80



Fonte 8: GINZBURG et al., 2018

É fato que os surfactantes chegam às águas, principalmente, devido à falta de tratamento de esgoto adequado. A presença desse produto nos corpos d'água diminui a tensão superficial da água fazendo com que sua taxa de evaporação reduza, além de aumentar o nível de solubilidade dos compostos orgânicos. Quando há uma quantidade elevada do tensoativos, é formada uma espuma na superfície, o que restringe a penetração dos raios solares nas camadas mais profundas e diminui a solubilidade do oxigênio, causando, assim, a morte dos seres e plantas aquáticos. O fenômeno eutrofização, também, é favorecido pela presença de surfactantes nas águas, o fosfato contido no efluente serve como nutriente para a vegetação superficial, que cresce desenfreadamente, diminuindo a taxa de oxigênio presente na água, levando a morte de peixes e demais seres vivos do meio aquático (FELIPE & DIAS, 2017).

### 3.6 Efeito dos surfactantes na coagulação.

No esgoto bruto há a presença de variados elementos, dentre eles os nanomateriais e os surfactantes, devido a esse fato, torna-se importante avaliar o comportamento da interação desses componentes. De acordo com os estudos de Li et al. (2017), a introdução de tensoativos, tais como, dodecil sulfato de

sódio aniônico e nonilfenol etoxilado não iônico (NPEO, Tergitol NP-9), em amostras de águas ambientais retardou a agregação e a sedimentação de nanopartículas de dióxido de titânio ( $TiO_2$ ), sendo que o primeiro tipo de surfactante obteve um pior rendimento, tendo uma redução mais forte que o segundo. De acordo com os autores o crescimento dos flocos de  $TiO_2$  foi prejudicado após 24 h de experimento e a velocidade de sedimentação retardou drasticamente, concluíram, então, que a presença de surfactante afeta negativamente a agregação e aumenta a estabilidade dos nanomateriais do composto estudado, o que pode ocasionar o aumento no nível do elemento nas águas superficiais, ou mesmo, subterrâneas.

Conforme estudos de Chang e Bouchard (2016), o LAS auxilia a desmontagem do nanotubo de carbono de paredes múltiplas (MWCNT) e amplia a estabilidade desse em meio aquoso, conseqüentemente, aumentando as forças eletrostáticas de repulsão. Gao et al. (2017) estudaram a interferência do surfactante dodecil benzeno sulfonato de sódio no tratamento de caulim por cloreto de polialumínio (PAC), um coagulante polimérico inorgânico pré-hidrolisado, e por polímeros catiônicos, os autores verificaram que a remoção de caulim diminui quando há presença de LAS por causa do declínio do endurecimento natural e a combinação de competição com hidrolisado de alumínio. Quando o tensoativo do meio é o PAC, os flocos formados são maiores, no entanto a recuperabilidade dessas pequenas partículas diminui.

JIAN et al. (2021) realizaram uma pesquisa com o intuito de verificar os efeitos dos surfactantes no transporte de microplásticos de polietileno (PE) e polipropileno (PP), segundo os autores os referidos plásticos não são solúveis em água e flutuam na superfície do líquido por possuírem baixa densidade e serem fortemente hidrofóbicos, já os surfactantes são compostos por uma parte hidrofóbica, que não se mistura com a água, e uma hidrofílica, a qual se liga com o líquido. As partes hidrofóbicas dos microplásticos e dos surfactantes se ligam e o segmento hidrofílico dos tensoativos se une com a água, esse mecanismo permite que os plásticos sejam carregados pela água e dificulta a formação de flocos. Os pesquisadores averiguaram que o transporte de microplástico pelas águas é maior quando se aumenta a concentração de surfactantes, porém após 300 mg/L de tensoativo esse acréscimo não é significativo.

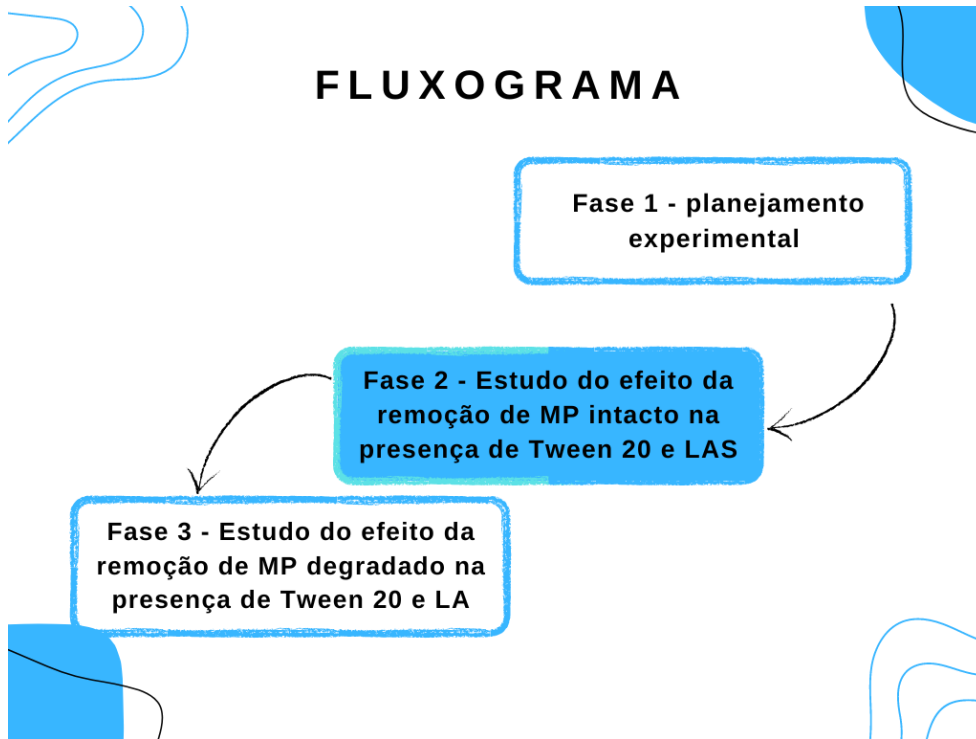
Xia *et al.* (2020) pesquisaram o efeito dos surfactantes na coagulação química tradicional, foi verificado que a remoção de microplástico diminuiu de 98,6% para 93,1% quando é alterada a concentração de LAS na solução indo de 0 ppm para 10 ppm, porém quando foi utilizado o surfactante não iônico, Tween, a capacidade de remoção caiu de 98% para menos de 80%, usando a mesma variação de concentração do tensoativo aniônico. Os autores ressaltam a necessidade de estudar e compreender melhor as implicações causadas pelos surfactantes no tratamento de resíduos líquidos, visto que esses são usados diariamente pela grande maioria da população. Em relação a eletrocoagulação não foram identificados estudos que analisassem a interferência do surfactante na remoção do microplástico, apenas estudos que utilizavam o procedimento para remover ambos, tanto microplástico quanto tensoativos.

## 4 Materiais e métodos

### 4.1 Delineamento experimental

A parte experimental do trabalho foi dividida em 3 fases segundo a Figura 4.1.1.

Figura 4.1.1 - Fluxograma da parte experimental do trabalho



Fonte 9 - Autor

Inicialmente, foi aplicada a técnica de planejamento experimental para selecionar bons parâmetros de remoção dos microplásticos no reator, sem a presença de surfactante. Os parâmetros verificados foram pH, tempo de exposição ao tratamento de eletrocoagulação e intensidade de corrente elétrica. Os experimentos foram realizados em duplicata.

Após essa primeira fase de ensaios, iniciou-se a adição de surfactante. Utilizaram-se os tensoativos, Tween 20 e LAS. Em relação ao glitter, foram feitos ensaios com o microplástico prístinos e envelhecidos por radiação UV. Esses ensaios foram executados em triplicata.

Ressalta-se que a cada experimento o reator, as placas de alumínio e a vidraria foram limpos com bucha e detergente, enxaguados com água de torneira e depois água destilada (Elkhatib et al., 2021). Na fase inicial do trabalho, as placas foram pesadas, a fim de verificar a perda de massa.

## 4.2 Materiais utilizados e desenvolvimento do reator

Usando como referência o trabalho de Elkhativ et al. (2021), partículas brilhosas de PVC (Honey Ind e Com), conhecidas como glitter, com dimensões menores a 0,15 mm, foram utilizadas como MP (glitter) no experimento. Os experimentos foram efetuados com glitter de PVC com suas características inalteradas, pristino, mas também se testou o glitter após exposição à radiação ultravioleta, envelhecido.

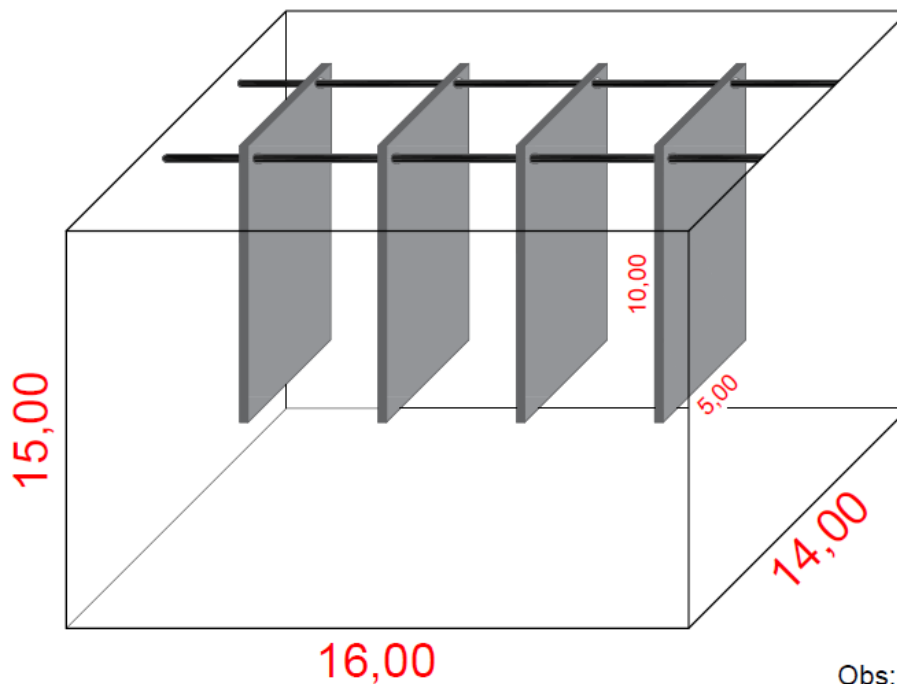
Para obter a degradação, o microplástico foi colocado em uma caixa com radiação UV por 15 d, totalizando 360 h, assim como feito por Guan et al. (2022). Foi utilizada uma câmara construída em madeira recoberta internamente com papel refletivo de 50 cm de largura, 50 cm de comprimento e 70 cm de altura contendo 2 lâmpadas de luz ultravioleta. As lâmpadas usadas emitem radiação UV de onda com um pico de 254nm (UV-C) e possuem potência de 15 W, a fim de simular a degradação do microplástico ao longo do tempo e exposição ao sol.

De acordo com os estudos de Zhou et al. (2021), a alteração da eficiência de remoção do microplástico foi insignificante ao mudar sua concentração na faixa de 100 mg/L a 1000 mg/L, com isso, optou-se por usar uma concentração de glitter de 200 mg/L (OLIVEIRA, 2022).

Os tensoativos usados no trabalho foram o surfactante não iônico Tween 20 e aniônico LAS, os quais foram usados por Xia et al. (2020) em sua pesquisa. As soluções de Tween 20 (Perfyl tech) e LAS (Neon) foram preparadas com uma concentração de 1000 ppm, assim como Xia et al. (2020). Para produzir a solução de Tween 20, foi utilizado o reagente Tween 20 P.A., derivado da família do polioxietileno sorbitano monolaurato, o qual tem densidade de 1,1 g/cm<sup>3</sup>, sendo assim, utilizou-se 0,91 mL do reagente dissolvido em água destilada, formando 1 L de solução. Já para a confecção da solução de LAS foi usado o reagente Dodecilbenzenosulfonato de Sódio, o qual possui teor de substância ativa entre 49 e 52%, então, foi utilizado 1,99 g do produto dissolvido em água destilada, compondo 1 L de solução.

O sistema em escala de bancada estava constituído por um reator construído em vidro, 4 eletrodos de alumínio, agitador magnético e fonte de corrente contínua, conforme esquema apresentado na Figura 4.2.1.

Figura 4.2.1 – Esquema do reator construído



Fonte 10 - Autor

O reator foi confeccionado em vidro transparente com as dimensões de 14 x 15 x 16 cm, totalizando um volume de 3,36 litros, no entanto, foram usados 2 L para realizar os testes.

Os eletrodos utilizados na operação do reator foram conectados dois a dois por uma barra de ferro, vale ressaltar que esta não ficava em contato com a água, permitindo a obtenção de dois eletrodos funcionando como polo positivo e dois eletrodos como polo negativo, essas placas foram intercaladas, seguindo o modelo monopolar em conexão em paralelo mostrado por Garcia-Segura et al. (2017). As dimensões de cada eletrodo eram de 10 cm de altura, 5cm de comprimento e 0,1 cm de espessura, no entanto os eletrodos não ficaram completamente imersos em solução, ficando apenas 8 cm de altura em contato com a água, valor utilizado para o cálculo da densidade de corrente elétrica, informado mais a frente. O distanciamento entre as placas foi fixado em 2 cm, seguindo o modelo de Shen et al. (2022) e Akarsu et al. (2021). Uma fonte de alimentação regulável (HIKARI, HF-3003S) foi usada para gerar a energia necessária para o experimento, a qual foi ligada às placas através de um cabo ponta jacaré.

### 4.3 Operação do reator

Os experimentos foram realizados com suspensões sintéticas, visando a não interferência de quaisquer outros compostos presentes em outros tipos de água ou efluente. Para isso, misturaram-se 2 L de água destilada com cloreto de sódio (NaCl) – a fim de conduzir a corrente elétrica -, ácido clorídrico (HCl) – com a finalidade de ajustar o pH - e microplástico - glitter de PVC. Essa mistura foi realizada através de um agitador magnético que ficou ligado durante todo o tempo em que o reator estava funcionando, método também utilizado por Perren et al. (2018) e Elkhatib et al. (2021). O agitador magnético usado foi da marca TECNAL - TE-089, o qual varia sua rotação de 100 a 200 rpm, para viscosidade da água a 25°C: 0,891 cP., no experimento utilizou-se 10% de rotação, ou seja, 110 rpm.

Inicialmente adicionava-se 2 L de água destilada no reator e ligava o agitador magnético em uma rotação alta para misturar o que seria adicionado a seguir. O HCl era adicionado até atingir o pH desejado, feito isso adicionava-se NaCl e glitter de PVC, feito isso o agitador era desligado. Após essa sequência, o cabo ponta de jacaré era conectado as placas de alumínio de forma que a parte positiva ficasse ligada a uma dupla de placas e a parte negativa conectada a outra dupla. Quando o experimento era realizado com o surfactante, o tensoativo era colocado no reator após a conexão da fonte de energia às placas. Feito esses dois últimos procedimentos, o agitador magnético era colocado em 10% de rotação e a fonte de energia ligada.

### 4.4 Planejamento experimental – Fase 1

Para a parte inicial foi utilizado um planejamento experimental simples com dois níveis, três fatores e dois pontos centrais ( $2^3 + 2$ ) gerando um total de 10 experimentos, que foram realizados em duplicata. Na Tabela 4.4.1, são apresentados os valores utilizados nos dois níveis de cada um dos fatores e os pontos centrais do planejamento experimental.

Tabela 4.4.1: Planejamento experimental com 2 níveis, 3 fatores e dois pontos centrais

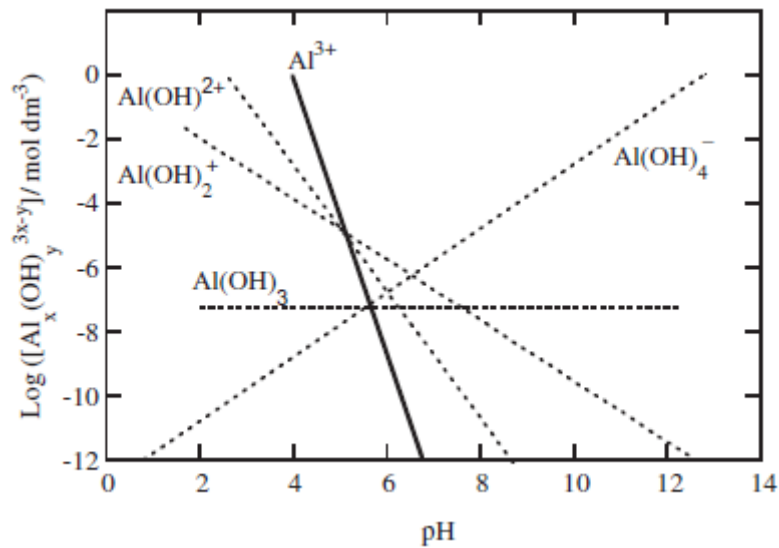
Pontos centrais	pH	Tempo (min)	Corrente (A)
1	3	10	0.6
1	5	10	0.6
1	3	30	0.6
1	5	30	0.6
1	3	10	2
1	5	10	2
1	3	30	2
1	5	30	2
0	4	20	1.3
0	4	20	1.3

Fonte 11: Autor

A corrente elétrica foi testada em dois níveis, o primeiro foi de 0,6 A e o segundo de 2 A. Esses valores foram escolhidos de acordo com a densidade de corrente; como cada placa possuía uma área total de 82,3 cm<sup>2</sup> e eram quatro placas, ao todo, tem-se 329,2 cm<sup>2</sup> de área. Para o primeiro nível, com a corrente de 600 mA, a densidade de corrente foi de 1,84 mA/cm<sup>2</sup>, já com a corrente de 2000 mA, obteve-se a quantia de 6,15 mA/cm<sup>2</sup>, valores que se encontram na faixa adotada por Elkhatib et al. (2021). Com a finalidade de não elevar a voltagem para valores além de 10 V, a concentração de NaCl para cada nível foi alterada, sendo utilizados 1,5 g/L e 4.7 g/L no primeiro e no segundo nível, respectivamente.

O tempo de funcionamento do reator foi definido em 10 min e 30 min, baseado no estudo de Perren et al. (2018). O parâmetro pH foi avaliado nos valores de 3 e 5. Zang et al. (2020) utilizaram uma faixa de pH entre 2 a 10, porém, foi escolhido trabalhar com valores mais baixos visando a formação de pouca quantidade de precipitado. O diagrama mostrado na Figura 4.4.1 mostra a faixa de pH em que há uma menor formação do precipitado.

Figura 4.4.1: Diagrama de solubilidade do alumínio em solução aquosa de acordo com o pH.



Fonte 12: GARCIA-SEGURA et al. (2017)

Após essa primeira fase de experimentos, os parâmetros de corrente elétrica, tempo e pH foram fixados e iniciaram-se os ensaios com surfactante.

Na fase inicial do trabalho, a coleta das amostras foi realizada com uma seringa de 20 mL, metodologia também empregada por Perren et al. (2018), salienta-se que a seringa era lavada por fora antes da amostra ser colocada no recipiente para análise, visando a não interferência dos glitteres que se aderiam a superfície da seringa. A amostragem foi feita antes do processo de eletrocoagulação e após o funcionamento do reator, sendo que se esperou 5 min após o desligamento do reator; desligando também o agitador magnético para realizar a coleta, assim como Elkhatib et al. (2021) em sua pesquisa.

A verificação da remoção do microplástico, nesse estudo, foi realizada através da enumeração de microplásticos presentes nas amostras com o auxílio de uma Lupa Estereoscópica com zoom trinocular da mesma forma que foi feito por Pratesi et al. (2021), Hu et al. (2021) e Elkhatib et al. (2021). As amostras foram colocadas em placas de Petri para realizar a contagem, a leitura por varredura foi feita da esquerda para a direita, baseando-se na metodologia empregada por Wang et al. (2020). A remoção dos microplásticos foi verificada em porcentagem através da Equação 7:

$$R = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} * 100 \quad (7)$$

Sendo “R” a remoção de microplástico em porcentagem, “C<sub>i</sub>” é a contagem de microplástico presente na amostra inicial, retirada antes de realizar

o processo de eletrocoagulação, e “Cf” a contagem de microplásticos na amostra após tratamento e 5 min de flotação.

A massa perdida pelos eletrodos também foi medida. Para isso foi empregada a pesagem em uma balança de precisão. As placas de alumínio foram higienizadas com ácido clorídrico, secas em estufa por 2 h e resfriadas por 20 min antes de serem pesadas. As Equações 8 e 9 foram utilizadas para realizar tais discussões.

$$P_m = P_i - P_f \quad (8)$$

$$P.\text{min} = \frac{P_m}{80} \quad (9)$$

Sendo  $P_m$  a perda de massa no processo (g),  $P_i$ , o peso inicial das placas (g),  $P_f$ , o peso final das placas (g) e  $P.\text{min}$ , a perda de massa por minuto (g/min). A perda de massa foi dividida por 80 pois essa foi o tempo que as placas foram submetidas ao procedimento de eletrocoagulação em cada faixa de correntes elétrica, ou seja, 10 min, mais 10 min, mais 30 min e mais 30 min.

#### 4.5 Experimentos com surfactante – Fase 2 e 3

Com os parâmetros de pH, tempo de funcionamento do reator e corrente elétrica fixados, iniciou-se a segunda fase do experimento. As dosagens de tensoativos utilizadas foram de 0, 10, 30, 50, 100 e 150 ppm. Como dito anteriormente, essa segunda fase de experimentos foi realizada em triplicata.

Nessas duas fases o método utilizado para a análise dos experimentos foi a gravimetria. Finalizado o tempo de funcionamento do tratamento, desligou-se o reator e o agitador magnético, esperou-se 5 min para flotação e coletou-se os microplásticos presentes no fundo do reator, através de um sifão e com a ajuda de uma bomba. Essa amostra foi filtrada com o objetivo de separar o glitter, o qual foi levado para uma estufa, onde seria seco e posteriormente pesado. Ressalta-se que foi coletado microplástico do fundo do reator com o objetivo de verificar a quantidade de glitter não removido pelo processo de flotação.

Os papéis filtro qualitativo (Qualy) com 15 cm de diâmetro, foram secos em estufa por 2 h e depois pesados. Com o auxílio de um funil, filtrou-se o glitter removido do fundo do reator. Os filtros com o microplástico foram levados para a estufa por 2 h e, posteriormente, pesados, de acordo com o Standard Methods.

A fim de saber a remoção de microplástico em cada experimento utilizaram-se as Equações 10 e 11.

$$P_f = P_{filtro+glitter} - P_{filtro} \quad (10)$$

$$R(\%) = \frac{P_i - P_f}{P_i} * 100 \quad (11)$$

Sendo " $P_f$ " a quantidade final de glitter coletada do reator, ou seja, a parte não removida, " $P_i$ " a quantidade inicial de glitter colocada no experimento, a qual era fixa em 0,2 g/L, ou seja, 0,4 g, visto que foram utilizados 2 L de água destilada em cada experimento. R é a porcentagem de glitter flotado, ou seja, que foi removido no processo.  $P_{filtro+glitter}$  é o peso do filtro com o glitter e  $P_{filtro}$  o peso apenas do filtro.

Outra análise realizada nessas fases foi a microscopia eletrônica de varredura (MEV), feita no Laboratório Multiusuário de Microscopia de Alta Resolução – LabMic Instituto de Física - Universidade Federal de Goiás. Para essa análise foram avaliadas as amostras sem surfactante e na concentração de 100 ppm de tensoativo (Tween20 e LAS) para o glitter pristino e degradado. As amostras foram fixadas em cima de uma fita dupla face condutora de carbono, elas foram recobertas com material condutor – ouro – usando o sistema para deposição de filmes de ouro – Desk V, Denton Vacuum LLC, Moorestown, New Jersey, USA. Em seguida, as amostras foram analisadas no Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) – JSM, 6610, Jeol, Tokyo, Japão – equipado com EDS, Thermo Scientific NSS Spectral Imaging.

A terceira análise realizada nessa fase foi o potencial zeta, realizada no Laboratório de Nanobiotecnologia do Instituto de Ciências Biológicas (ICB) da Universidade de Brasília (UNB). Para realizar a análise utilizou-se o equipamento Zetasizer, nano ZS90 da Malvern. Foram analisadas as amostras do tratamento por eletrocoagulação com o microplástico pristino e envelhecido, na presença de Tween 20 e LAS nas concentrações de 0, 10, 30, 50 e 100 ppm. Nessa análise uma pequena quantidade de amostra é colocada em uma cubeta com duas fitas de ouro de cada lado, essa cubeta é inserida no equipamento que lança carga na amostra e realiza a verificação do resultado três vezes, fazendo uma média do valor encontrado. No caso para cada verificação foram feitas 20 leituras.

## 5 Resultados e discussões

### 5.1 Parâmetros de funcionamento do reator – fase 1

Como dito anteriormente, os experimentos foram realizados em duplicata, analisaram-se a variância, o desvio padrão e o coeficiente de variação. Após a verificação de homogeneidade criou-se a Tabela 5.1.1 com o pH final médio e a remoção média para cada experimento.

Tabela 5.1.1: Média dos resultados de pH final e remoção de microplástico das duplicatas.

Exp.	pH	t. (min.)	i(A)	pH final	Remoção (%)
1	3	10	0.6	4.7	59.2
2	5	10	0.6	8.0	52.1
3	3	30	0.6	5.2	86.8
4	5	30	0.6	8.5	84.3
5	3	10	2	7.5	87.6
6	5	10	2	8.5	73.7
7	3	30	2	8.3	81.5
8	5	30	2	8.5	90.3
9	4	20	1.3	8.3	86.1
10	4	20	1.3	8.4	86.0

Fonte 13: Autor

As menores remoções foram com a corrente de 0.6 A e 10 min de funcionamento, atingindo valores inferiores a 60% de eficiência, porém ao passar para meia hora de funcionamento a porcentagem de remoção aumentou, chegando a aproximadamente 85%. Com a corrente de 2 A os resultados foram mais próximos, sendo todos eles entre 70 a 90%. Para o ponto médio, com os parâmetros de 1,3 A, 20 min e pH de 4, a remoção foi de 86%. A combinação de parâmetros que obteve o melhor resultado foi com pH de 5, 30 min de funcionamento e corrente de 2 A, atingindo uma remoção de 90%. Tais percentuais fazem sentido, pois com maior tempo de eletrocoagulação e corrente mais elevada há a formação de mais coagulante.

Em relação à massa das placas, compararam-se apenas os pontos extremos, excluindo o ponto central (pH de 4, 20 min de funcionamento e 1,3 A), visto que o tempo de funcionamento e o pH não eram os mesmos que os dos pontos extremos. Com a corrente elétrica de 0,6 A obteve-se uma perda de massa média de 0,013 g/min, já para a corrente de 2 A a redução de material média foi de 0,034 g/min.. Essa perda de massa maior para uma corrente mais alta já era esperado, visto que com uma amperagem maior ocorreria mais oxidação e redução nas placas.

## **5.2 Parâmetros escolhidos para a segunda e terceira fases**

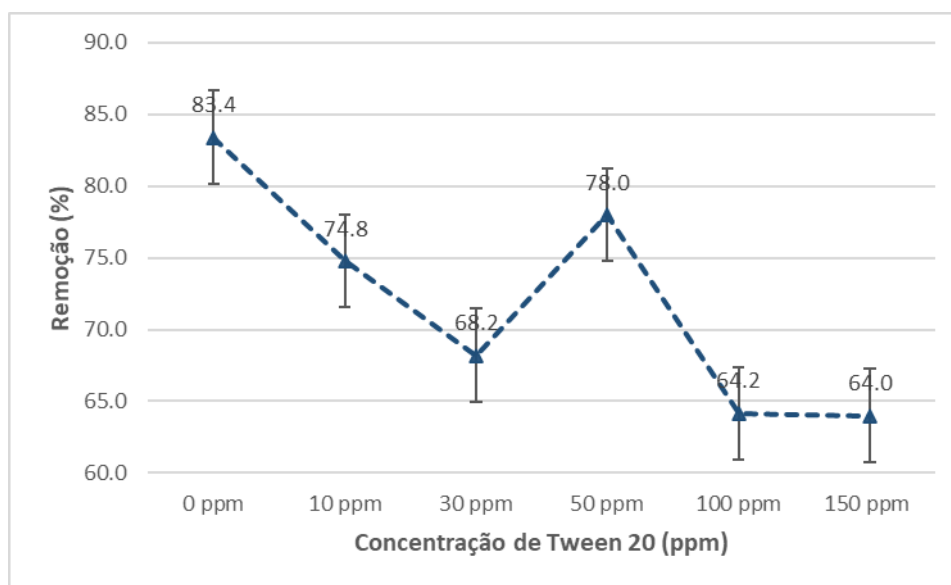
Apesar da melhor remoção de microplásticos ter acontecido com o pH de 5, 30 min de funcionamento e 2 A de corrente, optou-se por não usar esses valores, pois a coagulação estava ocorrendo predominantemente segundo o processo de varredura, visto que ao longo do processo o pH aumentava para além de 7. Como a intenção do presente trabalho é verificar os efeitos dos tensoativos na interação de cargas elétricas, escolheram-se os valores dos parâmetros que ficavam com o pH final mais baixo, permitindo que o processo de eletrocoagulação funcionasse pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. Portanto, fixaram-se os parâmetros em pH de 3, tempo de funcionamento de 10 min e corrente elétrica de 0,6 A. Os outros parâmetros utilizados na primeira fase foram mantidos, como, por exemplo, o tempo de flotação de 5 min, a rotação do agitador magnético, a quantidade de microplástico de 0,2 mg/L e a distância entre as placas de 2 cm.

## **5.3 Efeito do surfactante no microplástico pristino – Fase 2**

Inicialmente foram realizadas as análises com o glitter pristino. Os resultados foram colocados em uma planilha eletrônica, seguindo as fórmulas apresentadas anteriormente. Foram calculados a média, a variância, o desvio padrão e o coeficiente de variação das triplicatas em relação ao pH final e a remoção em porcentagem, também foi verificada a classificação do coeficiente de variação, definindo como baixos os valores menores que 10% de variação, médios, os valores entre 10 e 20%, altos, os valores que variaram de 20 a 30%, e altíssimos, os valores maiores que 30%. Os valores encontrados foram classificados como baixos, logo são homogêneos.

Na Figura 5.3.1 é apresentado o gráfico da remoção do MP (glitter) na presença de Tween 20.

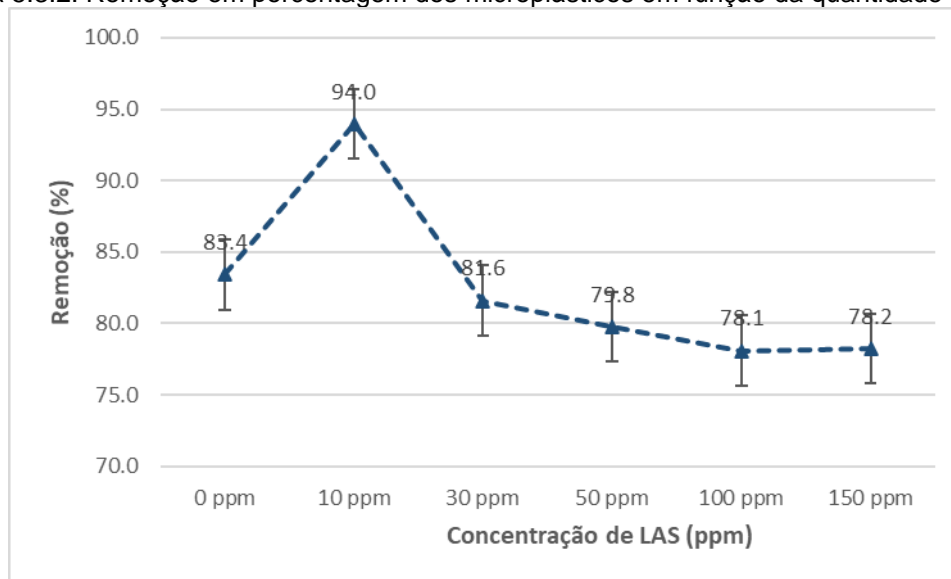
Figura 5.3.1: Remoção em porcentagem dos microplásticos em função da quantidade de Tween 20.



Fonte 14: Autor

Quando se adiciona Tween 20 no reator, a remoção de microplástico por flotação na eletrocoagulação diminui. A porcentagem de remoção apresenta queda com a utilização de 10 e 30 ppm, contudo com a concentração de 50 ppm há um aumento nessa porcentagem, no entanto não ultrapassa o valor do tratamento sem nenhum tipo de surfactante. Sendo o surfactante Tween 20, não iônico ele prejudica a coagulação por repulsão estérica, ou seja, a cauda hidrofóbica se gruda ao microplástico, que é hidrofóbico, deixando sua cabeça hidrofílica para fora, formando uma espécie de escudo em volta do PVC, impedindo sua agregação, no entanto em concentrações mais elevadas de tensoativo essa camada protetora pode se tornar menos eficaz, visto que as moléculas de surfactante podem começar a se agregar formando micelas, deixando os microplásticos livres para serem coagulados (MISHRA E BISWAS, 2007). Com 100 ppm a remoção volta a cair, sendo essa a porcentagem mais baixa encontrada, essa melhora na remoção em 50 ppm e piora com 100 ppm pode ser decorrente de um ponto de inflexão na eficiência da camada de repulsão estérica. Houve uma queda de aproximadamente 6,5% para 50 ppm e de 23,1% para 100 ppm. Ao utilizar 150 ppm de surfactante, quase não há diferença de remoção em relação à 100 ppm de concentração. Na Figura 5.3.2 é apresentado o gráfico da remoção de MP na presença do surfactante LAS.

Figura 5.3.2: Remoção em porcentagem dos microplásticos em função da quantidade de LAS.

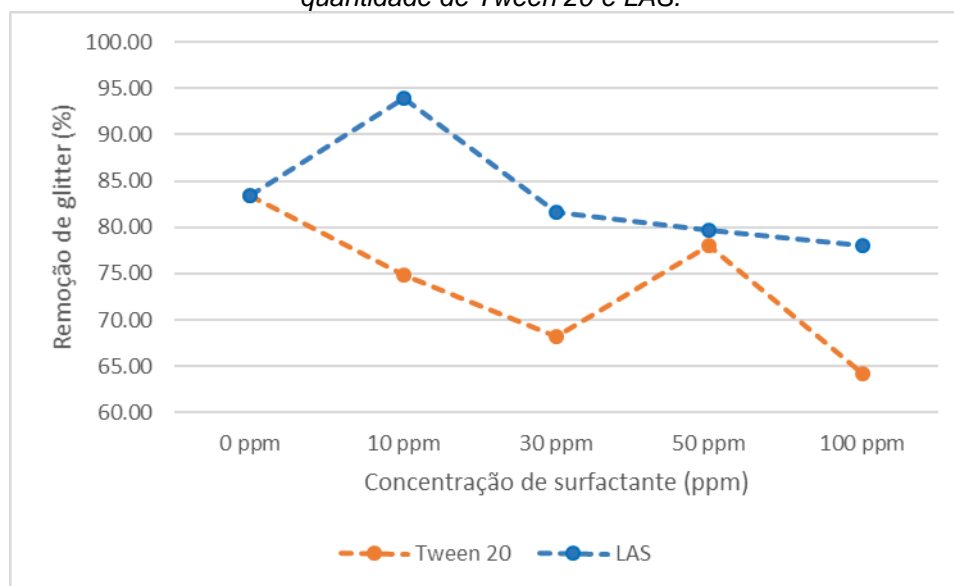


Fonte 15: Autor

Com o uso de LAS ocorreu um aumento da remoção de microplástico ao usar a concentração de 10 ppm, porém a partir de 30 ppm a porcentagem de remoção é menor do que quando não há presença de surfactante. O valor mais baixo de remoção ocorreu com a concentração de 100 ppm. O aumento ocorrido foi de, aproximadamente, 12,7% e a maior diminuição foi de cerca de 6,4%. Esse aumento é, de uma certa maneira, esperado, visto que alguns estudos mostraram uma possível melhora de remoção de microplástico pois a adição de surfactante torna a suspensão de água e microplástico mais uniforme, podendo facilitar o contato do glitter com o coagulante, esse fato foi verificado por Jiang et al. (2021) que evidencia que ao se adicionar uma pequena quantidade de tensoativo em suspensão plástica de poliestireno ocorre uma melhora na capacidade de mistura do microplástico.

Na Figura 5.3.3 é apresentado o gráfico com a comparação da remoção de MP entre Tween 20 e LAS.

Figura 5.3.3: Comparação da remoção em porcentagem dos microplásticos em função da quantidade de Tween 20 e LAS.



Fonte 16: Autor

Comparando os efeitos do Tween 20 e do LAS, verifica-se que o primeiro apresenta queda de eficiência desde a dosagem mínima de surfactante, que é de 10 ppm, ao contrário do LAS, que apresenta melhora no tratamento. Com as dosagens mais altas ambos apresentam prejuízo no tratamento da água com microplástico, sendo que a concentração de 100 ppm é o pior valor obtido para os dois tensoativos. No entanto a queda ocorrida para o Tween 20 é maior que para o LAS, sendo de 19,2% para aquele e de 5,3% para esse. A menor porcentagem de queda do Tween foi de 5,4%, ou seja, um valor maior do que aqueles apresentados no tensoativo LAS.

Tais resultados vão ao encontro daqueles obtido por Xia et al. (2020), que constatou que a influência negativa do Tween 20 no processo de remoção de microplástico por meio da coagulação química é maior que a apresentada pelo LAS. Os resultados obtidos também vão ao encontro dos estudos de Dagnev et al. (2022), que verificaram que a presença de microfibras em águas residuais está ligada ao tamanho de sua partícula e à presença de surfactante, o qual torna mais difícil a remoção das microfibras por coagulação e floculação.

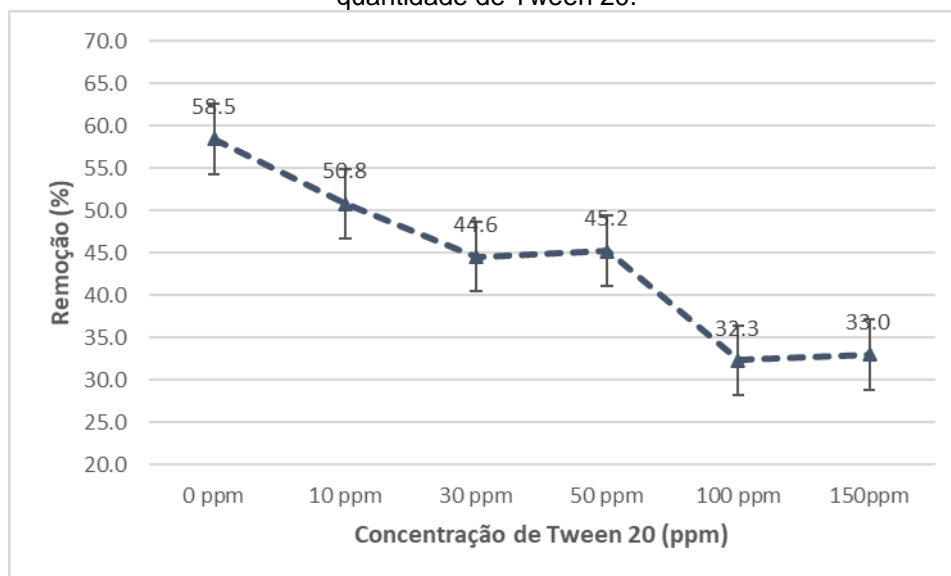
Em relação ao pH, em ambos os experimentos não houve variação significativa entre as concentrações ou tipo de surfactante usado. O tratamento iniciou-se com um potencial hidrogeniônico de 3 e atingiu um valor final de aproximadamente 5.

#### 5.4 Efeito do surfactante no microplástico degradado – Fase 3

Realizaram-se, também, experimentos com o microplástico degradado por radiação ultravioleta. Os resultados foram colocados em uma planilha eletrônica, seguindo as fórmulas apresentadas anteriormente. Foram calculados a média, a variância, o desvio padrão e o coeficiente de variação das triplicatas em relação ao pH final e a remoção em porcentagem, assim como foi feito com o microplástico pristino e, também se obteve uma classificação baixa, sendo os valores, então considerados homogêneos.

Na Figura 5.4.1 é apresentado o gráfico com a porcentagem de remoção do MP (glitter) degradado na presença de Tween 20.

Figura 5.4.1: Remoção, em porcentagem, dos microplásticos degradados em função da quantidade de Tween 20.

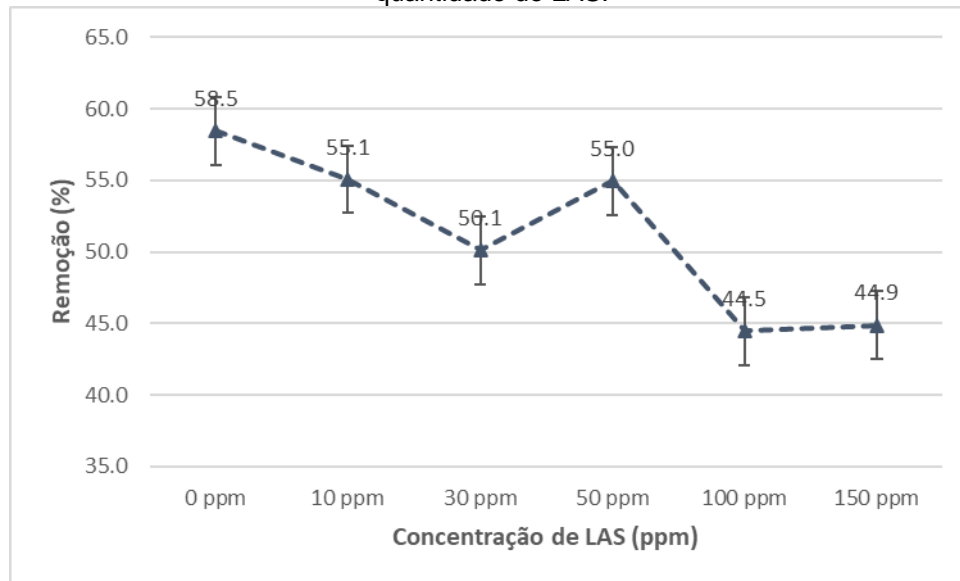


Fonte 17: Autor

A remoção de glitter degradado na presença de Tween 20 na concentração de 10 ppm cai aproximadamente 8% em relação ao experimento sem surfactante, para 30 ppm, há uma diminuição de quase 14%, no entanto, ocorre uma pequena melhora na remoção de MP na concentração de 50 ppm que tem uma queda de 13% em relação a concentração de 0 ppm, porém quando se tem 100 ppm a remoção cai expressivamente em 26,2%. Com 150 ppm o valor ficou bem próximo da remoção de 100 ppm não havendo mudanças muito aparentes.

Na Figura 5.4.2 é apresentado o gráfico com a remoção, em percentual, de MP degradado na presença de LAS.

Figura 5.4.2: Remoção, em porcentagem, dos microplásticos degradados em função da quantidade de LAS.

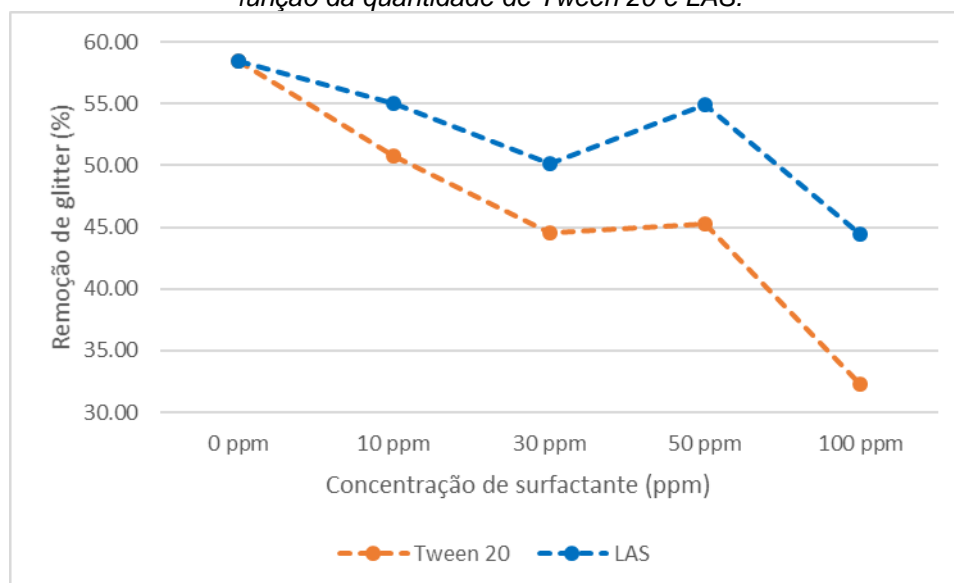


Fonte 18: Autor

Com o tensoativo LAS, a remoção de MP (glitter) também cai. Para a concentração de 10 ppm há uma queda de 3,4% em relação ao tratamento sem surfactante, já para 30 ppm tem-se uma queda de 8,4%. Porém com a concentração de 50 ppm há uma melhora na remoção, contudo essa ainda fica abaixo da porcentagem com 0 ppm, tendo uma queda de 3,5% em relação ao procedimento sem surfactante. Já com 100 ppm há um decréscimo de 14% na remoção e com 150 ppm o valor fica bem próximo de 100 ppm não havendo mudanças significativas.

Na Figura 5.4.3 é apresentado o gráfico com a comparação da remoção de MP degradado na presença de LAS e Tween 20.

Figura 5.4.3: Comparação da remoção em porcentagem dos microplásticos degradados em função da quantidade de Tween 20 e LAS.



Fonte 19: Autor

Comparando a remoção de micropartículas envelhecidas na presença de Tween 20 e LAS percebe-se um desenho de curva similar, no entanto a queda na remoção com o surfactante não-iônico é maior do que com o tensoativo aniônico. A diferença existente na curvatura do gráfico está, principalmente, na variação do percentual entre as concentrações de 30 ppm e 50 ppm, em que houve um aumento de remoção maior no LAS do que no Tween 20. O pior resultado de remoção para os dois tipos de surfactantes foi em 100 ppm, para o LAS, houve uma remoção de 44% e para o Tween 32, 3%, uma diferença de quase 12%, fato que vai de acordo com os estudos de Xia et al. (2020), os quais verificaram que o tensoativo não iônico era mais prejudicial para o processo de coagulação química do que o surfactante iônico. Analisando o gráfico percebe-se que quanto maior a concentração de surfactante maior fica a diferença entre a remoção de MP na presença de Tween 20 e LAS, por exemplo com 10 ppm, tem-se menos de 5% de variação, já na concentração mais alta a diferença chega a mais de 10%.

### 5.5 Comparações entre os experimentos das fases 2 e 3

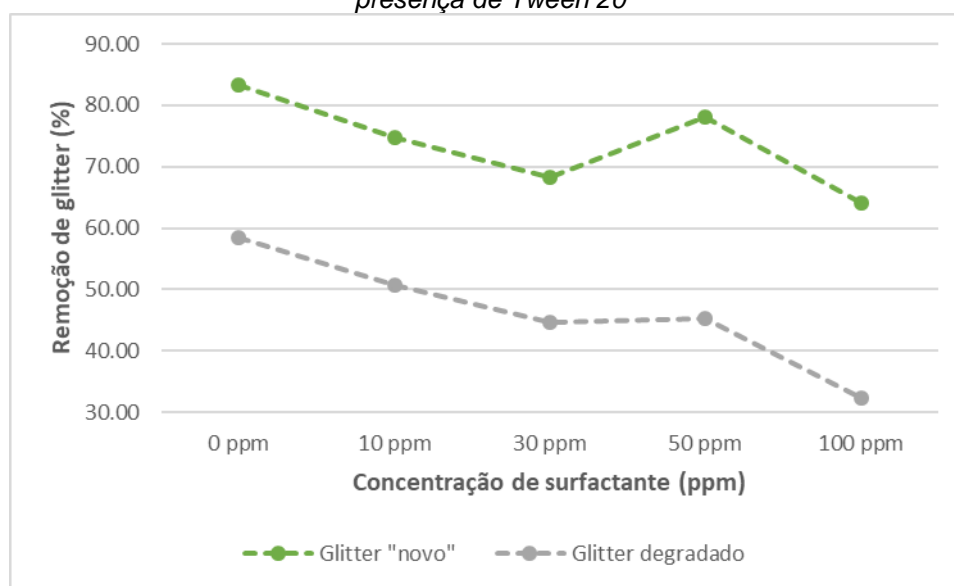
Com o objetivo de analisar os diferentes prejuízos e/ou melhora causados na aglutinação de microplásticos prístinos e degradados durante o processo de eletrocoagulação na presença de tensoativo, elaboraram-se gráficos com as

curvas de remoção das micropartículas geradas com a utilização de glitter pristino e envelhecido por ação de radiação UV.

### 5.5.1 Efeito do Tween 20 no microplástico pristino e degradado

Na Figura 5.5.1.1 é apresentado o gráfico com a comparação entre a remoção de MP (glitter) pristino e envelhecido na presença do surfactante não-iônico Tween 20.

Figura 5.5.1.1: Comparação entre a remoção de microplástico pristino e envelhecido na presença de Tween 20



Fonte 20: Autor

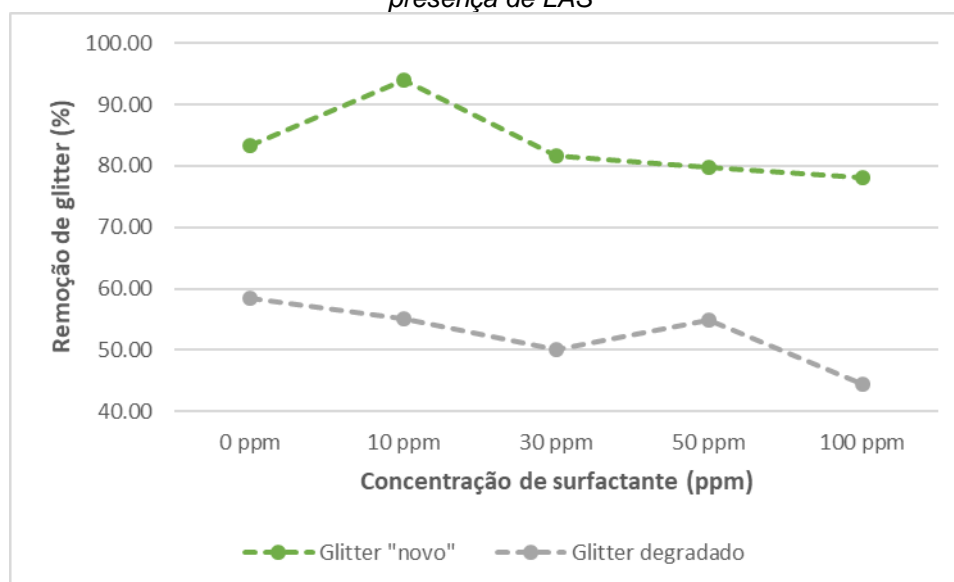
Ao observar a imagem é possível verificar uma expressiva diferença entre as duas curvas, há uma queda na remoção que varia de 20 a 32%, sendo que a pior eficiência do tratamento se dá com o glitter degradado. No experimento sem o uso de surfactante a diminuição é de 25%, saindo de 83% para 58%, com 10 ppm e para 30 ppm de Tween 20 ocorre uma diminuição de 24%, sendo que para a primeira a melhor remoção foi de 75% e a pior de 51%, já para a segunda, a variação foi de 68% para 44%. Na quantidade de 50 ppm de tensoativo não iônico ambas as curvas sofrem um aumento na remoção se comparado à concentração anterior (30 ppm), no entanto a elevação ocorrida com o microplástico degradado é menor que com o plástico pristino, este aumentou aproximadamente 10% e aquele 1%. Para 100 ppm de concentração ambas as curvas voltam a cair, sendo que para o MP pristino há uma remoção de 64% e para o envelhecido a remoção é de 32%. Essa queda na remoção em relação

ao microplástico pristino e envelhecido é devido ao fato de que as partículas plásticas degradadas por radiação UV terem uma superfície mais rugosa e suscetível à adsorção de elementos (GUAN et al., 2022), e com a maior adsorção ocorre a formação de uma camada protetora mais intensa no glitter, com as caudas hidrofóbicas se aderindo ao microplástico e deixando as cabeças hidrofílicas voltadas para a parte externa do microplástico.

### 5.5.2 Efeito do LAS no microplástico pristino e degradado

Na Figura 5.5.2.1 é apresentado o gráfico com a comparação da remoção de MP pristino e envelhecido na presença do surfactante iônico LAS.

Figura 5.5.2.1: Comparação entre a remoção de microplástico pristino e envelhecido na presença de LAS



Fonte 21: Autor

Diferentemente da comparação das curvas na presença de Tween 20, as sinuosidades apresentadas com o uso de LAS exibem divergência no traçado, no entanto é observada a queda na remoção entre o glitter pristino e envelhecido, sendo o último com a pior eficiência. No geral a queda fica entre 24 e 39%. As concentrações em que houve mudanças mais significativas na inclinação da reta foram de 10 ppm e 50 ppm, na primeira quando se usou o glitter pristino verificou-se aumento na remoção, ou seja, uma melhora, porém quando empregado o microplástico degradado não aconteceu aumento na porcentagem de remoção, e sim uma diminuição, apresentado uma diferença de 39% de eficiência, já para a segunda quantidade, de 50 ppm, a curva com plástico pristino caiu levemente,

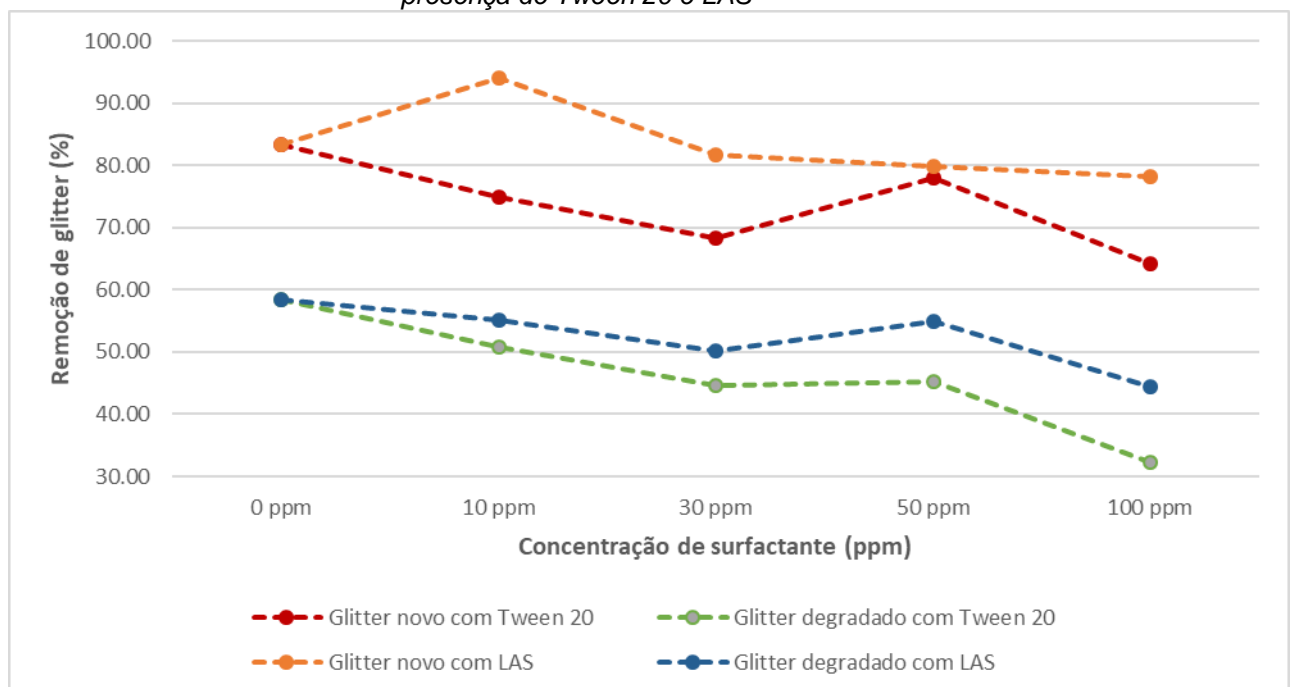
se comparado com a concentração anterior – 30 ppm – mas com o microplástico envelhecido aconteceu aumento de 5% se comparado ao anterior, porém a eficiência foi menor do que sem surfactante, tendo uma queda de 24% em relação à remoção com microplástico pristino.

Para 30 ppm a remoção do glitter pristino foi de 82% e do degradado foi de 50%, ou seja, uma diferença de 32% na eficiência do tratamento. Em relação à quantidade de 100 ppm de LAS, houve queda de, aproximadamente, 34%, sendo a remoção de 78% para o glitter pristino e de 44% para o glitter sob efeito de radiação. Como dito anteriormente, essa queda na remoção e divergência das curvaturas, deve ser ocasionada pela adsorção ser maior no microplástico envelhecido devido a sua superfície mais rugosa (GUAN et al., 2022).

### 5.5.3 Comparação entre Tween 20 e LAS no microplástico pristino e degradado

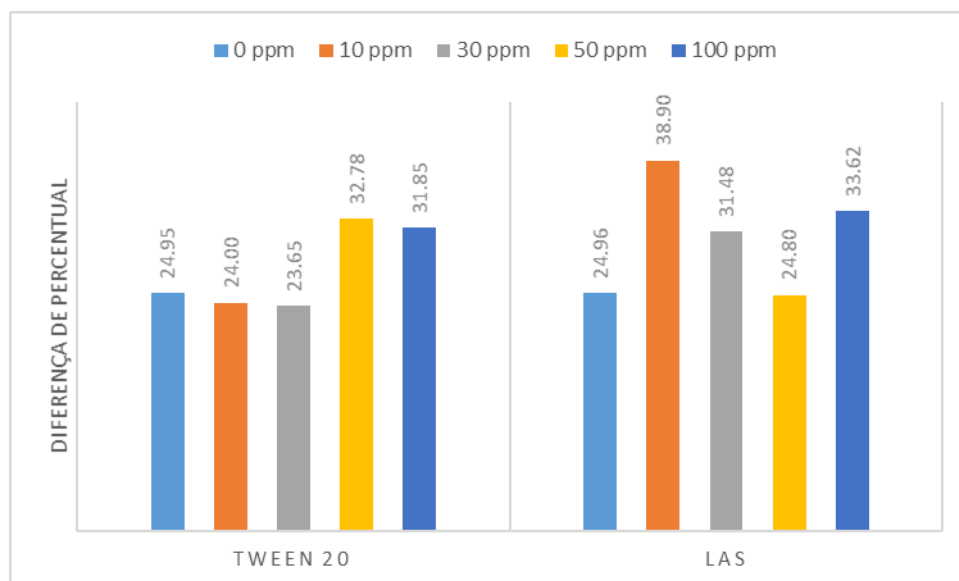
Na Figura 5.5.3.1 é apresentado o gráfico com a comparação entre a remoção, em percentual, de MP (glitter) pristino e degradado na presença de Tween 20 e LAS e na Figura 5.5.3.2 a diferença entre o percentual de remoção de MP no glitter pristino e envelhecido na presença de Tween 20 e LAS.

Figura 5.5.3.1: Comparação entre a remoção de microplástico pristino e envelhecido na presença de Tween 20 e LAS



Fonte 22: Autor

Figura 5.5.3.2: Diferença entre os percentuais de remoção do MP pristino e envelhecido na presença de Tween 20 e LAS



Fonte 23- Autor

Como já observado anteriormente, é perceptível que a remoção do microplástico que sofreu atuação de radiação UV é prejudicada não só na presença dos dois tipos de tensoativo, mas também sem nenhum tipo de surfactante. Também é possível verificar que as curvaturas vão se tornando semelhantes quanto pior é a remoção de micropartículas de plástico, por exemplo a curva com melhor eficiência é a do plástico novo na presença de LAS, que inclusive apresenta uma elevação na remoção quando há 10 ppm de tensoativo, já as outras curvaturas seguem o mesmo padrão, ou seja, caem com a concentração de 10 e 30 ppm, sobem um pouco na quantidade de 50 ppm, sem ultrapassar o valor sem surfactante, e voltam a cair em 100 ppm. Excluindo a curva de glitter pristino com LAS, que apresenta uma curvatura diferente das demais, pode-se observar que quanto pior é a remoção, ou seja, quanto mais para baixo está essa curva em relação ao eixo das ordenadas há um menor aumento de remoção entre as concentrações de 30 ppm e 50 ppm, sendo que na curva com piores remoções (glitter envelhecido na presença de Tween 20) esse aumento é bem pequeno, sendo quase uma reta sem inclinação. Logo, conforme as condições de remoção de microplástico vão piorando ocorre uma menor alteração entre as concentrações de 30 e 50 ppm, mostrando que o ponto de inflexão na eficiência da camada de repulsão estérica, como comentado no tópico 5.3, causa menos efeitos.

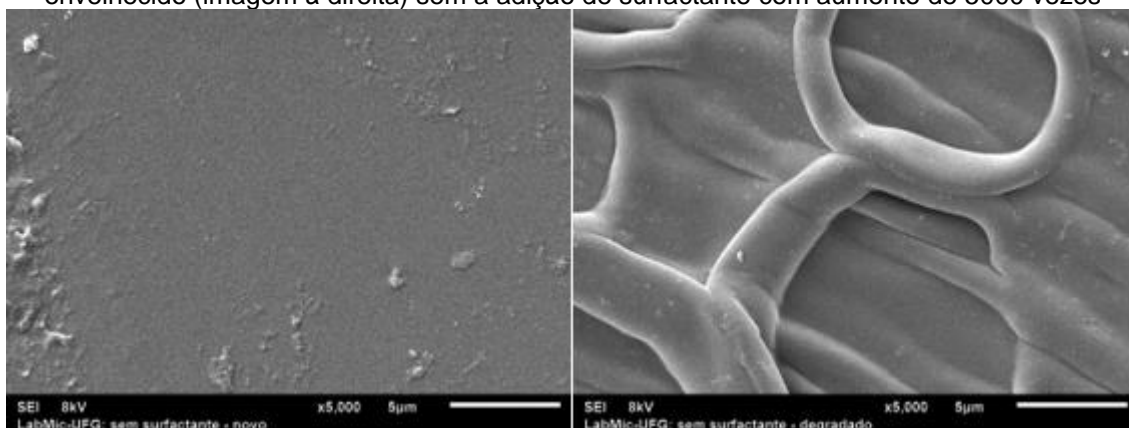
A queda de remoção em porcentagem entre o experimento sem surfactante e com a maior dosagem de tensoativo (100 ppm) foi de 23% e 45% quando usado o Tween 20 no glitter pristino e envelhecido, respectivamente; e com a utilização do LAS a diminuição foi de 6% e 24% para o microplástico pristino e envelhecido, respectivamente. A piora na remoção com o microplástico degradado é bastante expressiva e mais realística, visto que no meio ambiente os plásticos vão se degradando, essa redução mais acentuada da remoção se deve ao fato de que a degradação dos plásticos altera a carga negativa deles e altera sua mobilidade e capacidade de adsorção (GUAN et al., 2022). Comparando a diferença entre os percentuais de remoção entre o MP pristino e degradado, pelo gráfico 5.5.3.2 verifica-se que a queda é relativamente constante variando entre 24 a 39 pontos percentuais, sendo a maior diferença para o experimento com 10 ppm usando LAS visto que com o glitter novo a remoção aumentava em relação ao experimento sem surfactante, já com o MP degradado ocorre uma queda na remoção em relação ao teste sem tensoativo. Verifica-se também que quanto maior a concentração de surfactante maior é essa diferença de percentual de remoção entre o microplástico pristino e o envelhecido por radiação UV.

Em relação ao pH final das amostras após a eletrocoagulação, não ocorreu variação com a adição de nenhum dos dois tipos de tensoativos usados no trabalho, nem com a degradação do microplástico, ficando com o valor de aproximadamente 5.

## **5.6 Análise de Microscopia Eletrônica de Varredura**

Com o objetivo de comparar as modificações na superfície dos microplásticos pristino e envelhecidos por radiação UV, colocaram-se lado a lado imagens com aproximação de 5000 vezes do glitter sem a utilização de surfactantes no processo de eletrocoagulação. Na Figura 5.6.1 é apresentada a micrografia por varredura da superfície do microplástico pristino e envelhecido.

Figura 5.6.1: Comparação por MEV da superfície do MP pristino (imagem à esquerda) e envelhecido (imagem à direita) sem a adição de surfactante com aumento de 5000 vezes



Fonte 24: Autor

A partir da observação das imagens é possível perceber que a superfície do microplástico fica mais rugosa após a degradação por radiação UV, fato que vai de encontro com o estudo de Guan et al. (2022) que verificaram que a superfície antes lisa ganhou rachaduras após a exposição a raios UV e segundo os autores ocorreu modificação na cor, evento que também aconteceu com o glitter do presente trabalho, como pode ser observado na Figura 5.6.2, a qual mostra a comparação entre o MP (glitter) pristino, primeira imagem, e após a degradação por radiação UV, segunda imagem.

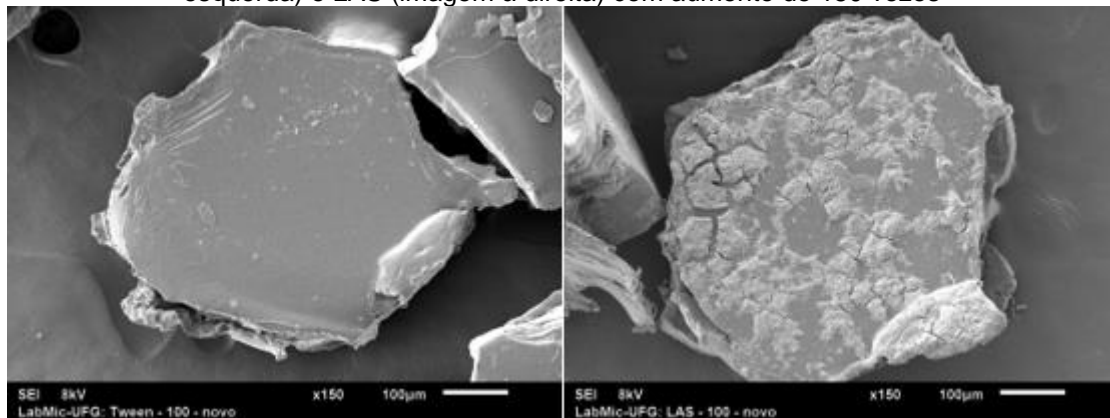
Figura 5.6.2: Comparação entre o glitter pristino (imagem à esquerda) e o glitter envelhecido por radiação UV (imagem à direita)



Fonte 25: Autor

Na Figura 5.6.3 é apresentada a imagem comparativa entre o glitter pristino na presença de 100 ppm de surfactante aniônico, LAS, e não iônico, Tween 20, com um aumento de 150 vezes.

Figura 5.6.3: Comparação entre glitter pristino na presença do surfactante Tween 20 (imagem à esquerda) e LAS (imagem à direita) com aumento de 150 vezes

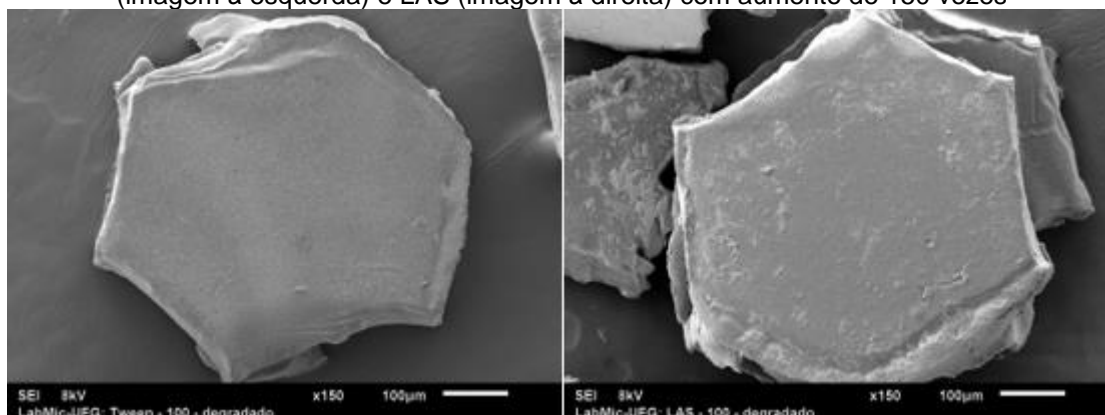


Fonte 26: Autor

Verifica-se que a superfície do glitter com Tween 20 está relativamente limpa, ao contrário da superfície do microplástico na presença de LAS, que apresenta uma camada com uma espécie de cobertura. Tal fato pode ser explicado devido ao microplástico de PVC possuir uma carga negativa e ter atraído os íons positivos de alumínio, formando uma camada positiva envolta do plástico e como o tensoativo LAS é aniônico, com carga negativa, é possível que o glitter atraia o surfactante para si, evento que não acontece com o Tween 20, visto que ele não possui carga. Isso é confirmado por Gong et al. (2020) que verificaram que a presença de um surfactante iônico poderia aumentar consideravelmente a capacidade de microplásticos de PVC de adsorverem poluentes com cargas opostas, segundo os autores a adsorção de azul de metileno aumentou de 172 para 4417 ppm quando havia influência de dodecil benzeno sulfonato de sódio, o LAS, já os tensoativos não iônicos impediram a adsorção de poluentes com cargas positivas e negativas devido à resistência estérica das cadeias de polietilenoglicol hidrofílico.

Na Figura 5.6.4 é apresentada a micrografia que mostra a imagem comparativa entre o glitter degradado na presença de 100 ppm de surfactante aniônico, LAS, e não iônico, Tween 20, com um aumento de 150 vezes.

Figura 5.6.4: Comparação entre glitter envelhecido na presença do surfactante Tween 20 (imagem à esquerda) e LAS (imagem à direita) com aumento de 150 vezes

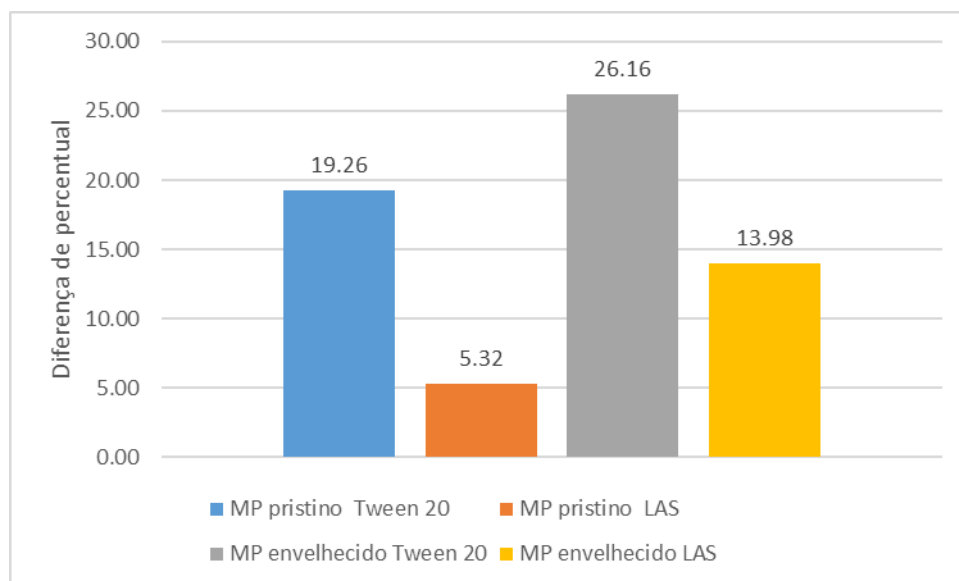


Fonte 27: Autor

Comparando-se a superfície do glitter degradado na presença de LAS e de Tween 20 percebe-se que o microplástico na presença de tensoativo aniônico apresenta uma camada de impurezas em sua superfície, fato que não ocorre quando há surfactante não iônico, assim como acontece com o glitter novo. Porém comparado a Figura 5.6.4 com a Figura 5.6.3 percebe-se que a camada de sujidade em cima do microplástico na presença de LAS é bem menor no plástico degradado, isso é explicado pelo estudo de Guan et al. (2022), no qual os autores verificaram que o potencial zeta dos microplásticos diminui quando envelhecidos por radiação UV, fato que pode explicar o motivo de haver menos impurezas na superfície do glitter degradado, ou seja, menor carga na superfície do microplástico, menos atração pelo  $Al^{3+}$  e pelos íons do tensoativo LAS.

Na Figura 5.6.5 tem-se a diferença entre os percentuais de remoção de glitter na concentração de 0 ppm e 100 ppm de surfactante do tipo Tween 20 e LAS.

Figura 5.6.5 - Diferença entre os percentuais de remoção na concentração de 0 ppm e 100 ppm de surfactante



Fonte 28: Autor

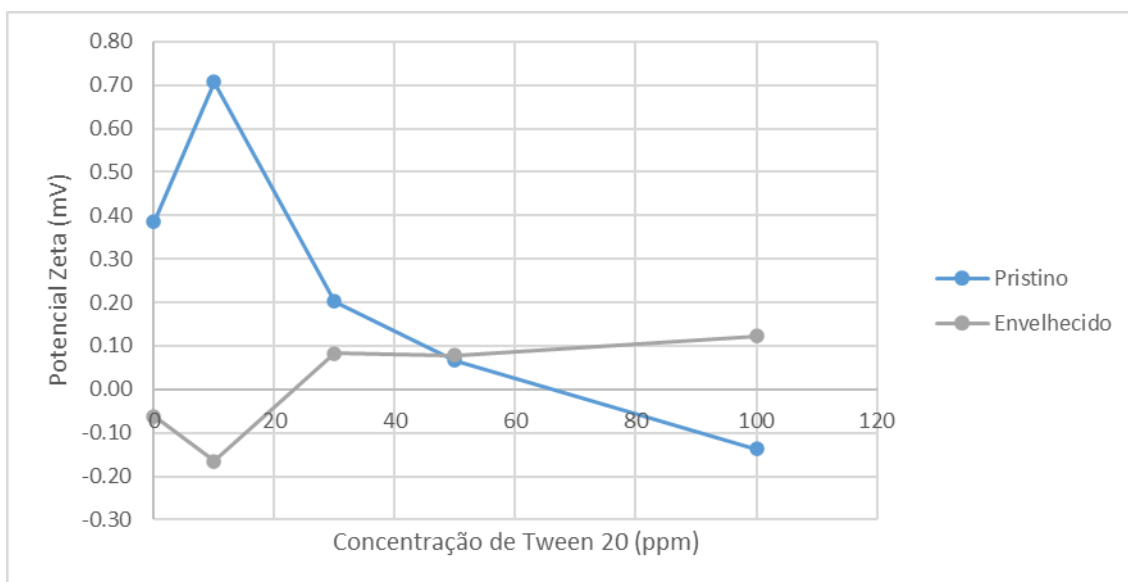
A maior diferença entre os percentuais de remoção de MP sem surfactante e com a maior concentração de tensoativo usado (100 ppm) foi quando se utilizou Tween 20, tanto com o glitter pristino quanto para o envelhecido. Com o LAS, essa diferença foi pequena com o MP pristino, de apenas 5,3 pontos percentuais, no entanto com o glitter degradado essa diferença aumentou, indo para 14 pontos percentuais, porém ainda não chega na diferença do MP pristino na presença de Tween 20, que foi de 19,3. A maior diferença é com o glitter envelhecido e a utilização de Tween 20, tal fato vai de acordo com Xia et al. (2020), que verificou que o tensoativo não iônico era mais prejudicial para a coagulação química que o tensoativo aniônico, e também de acordo com Guan et al. (2022) que perceberam a alteração da carga negativa dos microplásticos degradados.

## 5.7 Análise do potencial zeta

Ao realizar a análise, verificou-se que o potencial zeta do microplástico envelhecido, - 0,08 mV, era menor do que o valor para o microplástico pristino, 0,39 mV, fato verificado por Guan et al. (2022), como dito anteriormente, esse fato também pode ser verificado ao se comparar as Figuras 5.6.3 e 5.6.4, visto que na última figura, com o MP (glitter) degradado, há uma menor camada de sujidade em cima do glitter, representado que ocorreu uma menor agregação do

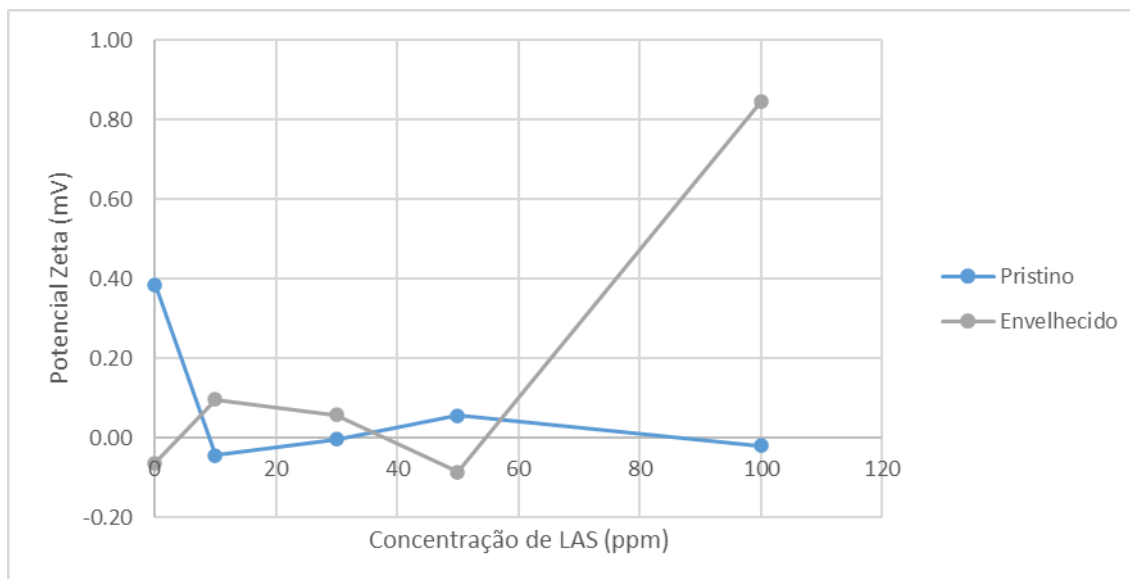
surfactante LAS na superfície do microplástico. Qiu et al. (2023), também verificaram uma diminuição do potencial zeta com diferentes tempos de envelhecimento, sendo que quanto mais envelhecido era o microplástico menor era o valor do potencial zeta, esse resultado pode ser verificado nas Figuras 5.7.1 e 5.7.2.

Figura 5.7.1 – Potencial zeta do microplástico pristino e envelhecido na presença de Tween 20



Fonte 29: Autor

Figura 5.7.2 – Potencial zeta do microplástico pristino e envelhecido na presença de LAS



Fonte 30: Autor

Em relação aos valores do potencial zeta obtido, todas as amostras com LAS e Tween 20 com MP pristino e envelhecido ficaram com valores próximos a 0, tendo variações menores que 1 mV, esse fato não vai ao encontro com outros

autores (JIANG et al.,2021; QIU et al., 2023; XIA et al., 2020) visto que eles verificaram valores mais altos de potencial zeta, por volta de 30 mV, isso pode ser explicado por dois motivos, por exemplo, de acordo com a nota técnica da Malvern (2015), o pH é um dos fatores que afetam o potencial zeta e segundo a anotação, quando o valor do pH está por volta de 5,5, o potencial zeta fica próximo de zero, e o pH final dos experimentos do presente trabalho ficaram próximos a 5,5, outra possível explicação é a dupla camada ser mais fina, produzindo um potencial zeta menor, devido a presença de uma maior quantidade de NaCl acrescentado no experimento. O NaCl foi acrescentado no reator para aumentar a condutividade e formar o coagulante, foi necessário usar uma quantidade de 3 g do sal para que a voltagem não passasse de 10 V, como foi dito anteriormente no tópico 4.4.

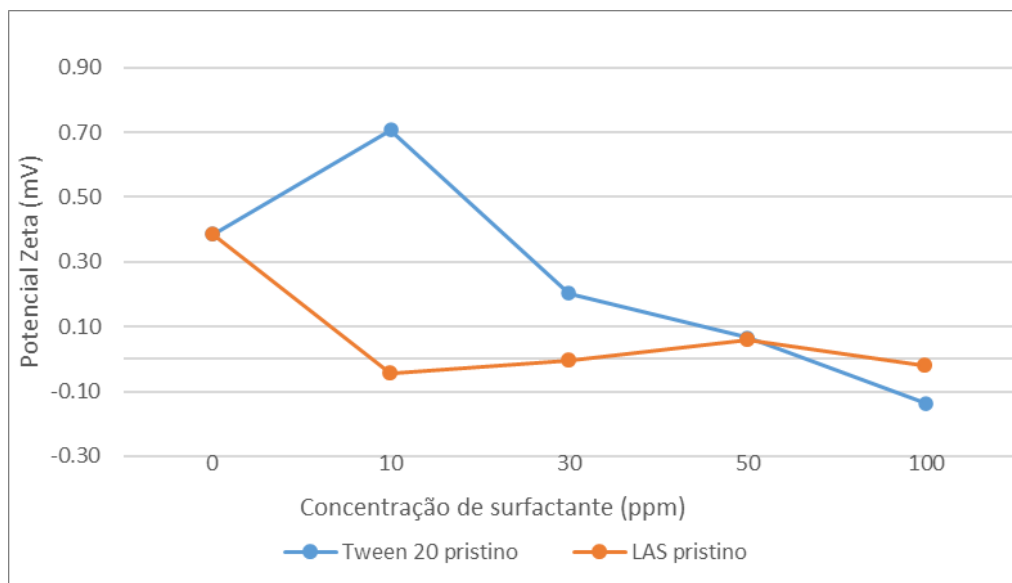
Observando a figura 5.7.1, verifica-se que na presença de Tween 20 a neutralização da carga ocorre em uma menor concentração para o microplástico degradado se comparado ao pristino, isso se dá pelo fato do MP (glitter) degradado ser mais rugoso e possuir maior área de adsorção, sendo assim, o Tween 20 se impregna mais facilmente no glitter, por repulsão estérica, neutralizando-o.

Analisando a Figura 5.7.2 a neutralização da carga não é em uma concentração de LAS pontual, mas sim uma faixa de valores, isso se deve ao fato de o LAS ter carga e ocorrer uma interação entre as cargas, no entanto percebe-se que a faixa de valores de concentração de tensoativo que neutralizam a carga para o MP envelhecido é mais baixa que para o MP pristino, de certa forma se assemelhando com o Tween 20 que apesar de apresentar apenas um ponto de neutralização, esse valor é mais baixo para o glitter degradado. Para o MP pristino, inicialmente o glitter de PVC, que possui carga levemente negativa (QIU et al., 2023), se liga ao  $Al^{3+}$  ficando positivo, com a adição de um tensoativo negativo a carga do  $Al^{3+}$  vai sendo neutralizada, diminuindo, assim, o potencial zeta do glitter. Já para o MP envelhecido, inicialmente ele está levemente negativo, visto que quando se tem plástico degradado por radiação UV, seu potencial zeta diminui, diminuindo, assim, a atração dele pelo  $Al^{3+}$ . Quando se adiciona LAS no experimento com PVC envelhecido, ocorre um leve aumento da carga do MP, devido a carga do LAS ser mais forte e se ligar ao  $Al^{3+}$ , neutralizando um pouco a solução e devido a

liberação constante de  $Al^{3+}$ , esse fica em maior quantidade sendo atraído para o glitter, que fica positivo.

A Figura 5.7.3 compara o potencial zeta do microplástico pristino na presença de Tween 20 e LAS e a Figura 5.7.4 compara o potencial zeta do microplástico envelhecido na presença de Tween 20 e LAS.

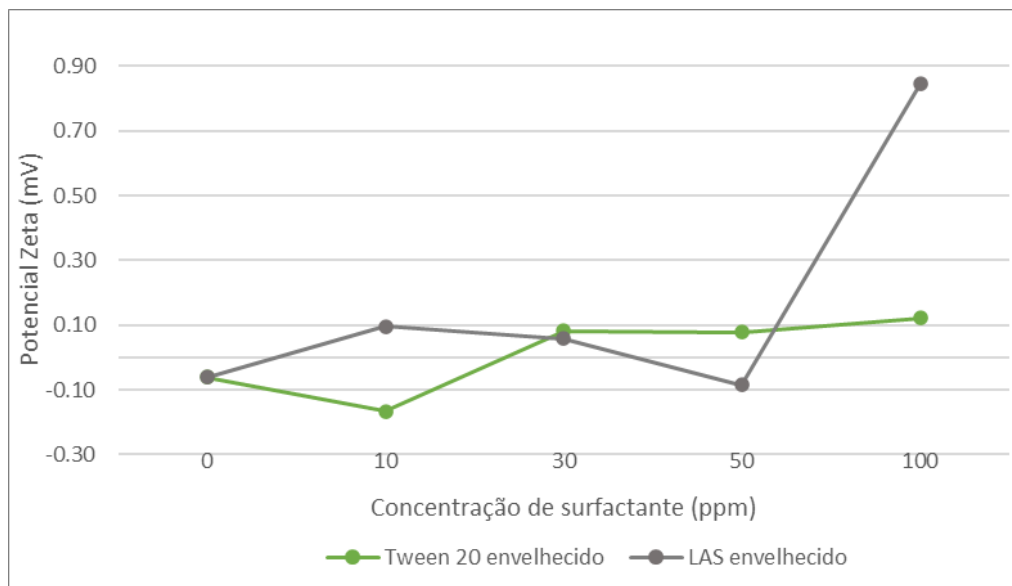
Figura 5.7.3 – Comparação entre o potencial zeta do microplástico pristino na presença de LAS e de Tween 20



Fonte 31: Autor

Inicialmente, com o Tween 20 ocorre um ligeiro aumento positivo da carga devido ao fato do glitter se ligar ao  $Al^{3+}$ , já com o LAS a carga diminui, devido ao glitter se ligar ao  $Al^{3+}$  e depois ao tensoativo negativo. Com uma maior concentração de tensoativo, a carga de ambos os glitters, tanto com surfactante iônico quanto não iônico, se tornam mais neutra, para o Tween 20 pode ser devido a proteção estérica formada pelo tensoativo e para o LAS pode ser devido ao aumento de íons, ocasionando uma diminuição da dupla camada.

Figura 5.7.4 – Comparação entre o potencial zeta do microplástico envelhecido na presença de LAS e de Tween 20



Fonte 32: Autor

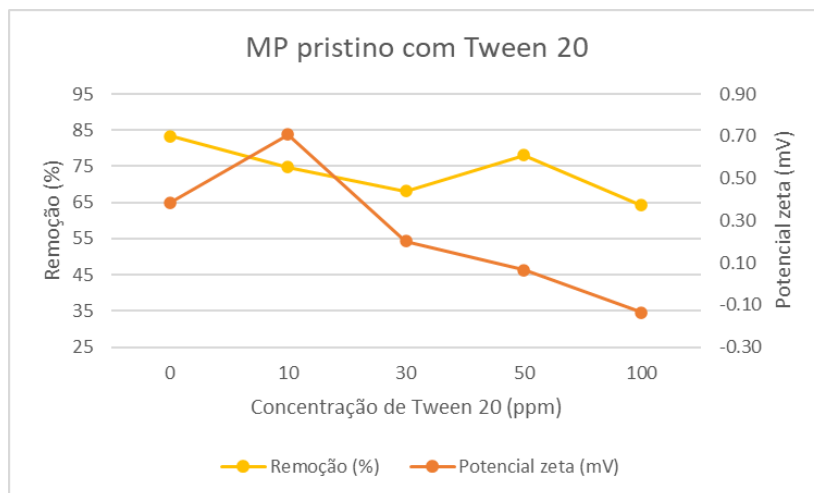
Observando a Figura 5.7.4, a carga do Tween 20 diminuiu, provavelmente por ser degradado e ter menor carga negativa, não atraiu o  $Al^{3+}$ , sendo protegido pela estabilização estérica mais rapidamente visto que é mais rugoso e tem mais área de adsorção, logo após, com maior concentração de tensoativo não iônico, a carga aumenta positivamente, provavelmente devido à ligação estérica entre os surfactante, deixando livre alguns microplásticos para se atraírem pelo  $Al^{3+}$ . Analisando o comportamento das cargas dos microplásticos envelhecidos na presença do LAS percebe-se um ligeiro aumento positivo da carga do glitter, pois como há uma menor carga negativa, há menor atração pelo  $Al^{3+}$ , sendo assim, os íons negativos do tensoativo demoram a se ligar ao glitter, fato que ocorre mais facilmente com o acréscimo da concentração de LAS, no entanto com a concentração de 100 ppm há um aumento positivo da carga do glitter, isso se deve ao fato de que com uma maior concentração de LAS ocorre mais interação entre as cargas de  $Al^{3+}$  e os íons negativos, deixando glitters livres para se atraírem ao  $Al^{3+}$ .

### 5.8 Análise dos resultados de remoção em conjunto com o potencial zeta

As figuras 5.8.1, 5.8.2, 5.8.3 e 5.8.4 mostram a remoção e o potencial zeta na presença de Tween 20 para o MP (glitter) pristino, com LAS para o MP

pristino, com Tween 20 para MP degradado e LAS com MP degradado, respectivamente.

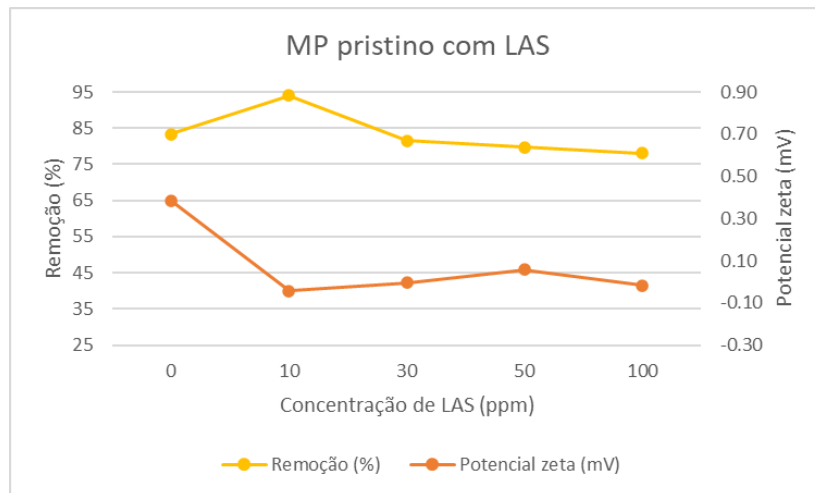
Figura 5.8.1 - Remoção e potencial zeta na presença de Tween 20 para MP pristino



Fonte 33: Autor

Na Figura 5.8.1 tem-se a linha de remoção do glitter pristino na presença de Tween 20 e o potencial zeta, como o Tween 20 é não iônico, ele atua através da estabilização estérica, nesse caso, o grupo hidrofílico fixa-se na camada externa da partícula atraindo a água para seu redor criando uma barreira protetora que impede a coagulação (MEI E OLIVEIRA, 2009), com uma pequena concentração de Tween 20 esse efeito não foi tão intenso, visto que o potencial zeta no glitter elevou-se um pouco, no entanto com a adição de maior quantidade do tensoativo não iônico a carga na superfície do glitter foi ficando cada vez mais negativa, provavelmente devido ao aumento dessa espécie de proteção provocada pela estabilização estérica na superfície do glitter, esse fato explica a diminuição da remoção do glitter, visto que essa camada de proteção impede a agregação entre as partículas plásticas.

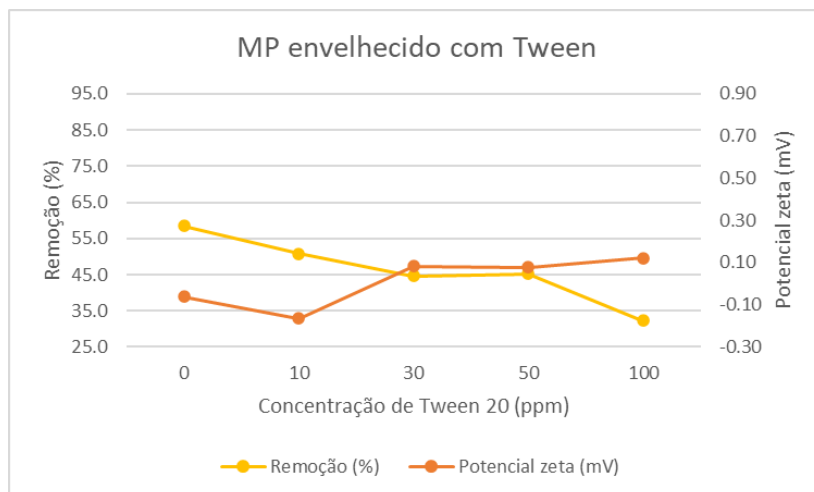
Figura 5.8.2 - Remoção e potencial zeta na presença de LAS para MP pristino



Fonte 34: Autor

Na figura 5.8.2 o glitter sem a presença de surfactante, tem valor positivo devido a agregação de  $Al^{3+}$  em sua superfície, com a adição de LAS ocorreu uma neutralização da carga do glitter, visto que esse tensoativo é aniônico. No primeiro momento, 10 ppm, ocorre uma melhora na remoção, fato explicado pela maior proximidade do potencial zeta ao valor zero, no entanto ao se adicionar maiores concentrações de LAS, o potencial zeta não se altera significativamente, porém a remoção de microplástico diminui, tal acontecimento pode ser ocasionado pela adsorção de tensoativo, que está em maior quantidade, promovendo uma repulsão estérica, ao criar uma barreira que impediu as partículas de entrem em contato e se grudem umas nas outras. Outra possível razão para a diminuição da remoção de glitter pode ser a redução das forças de van der Waals entre as partículas plásticas provocada pela camada de surfactante adsorvida promover a coagulação ou agregação.

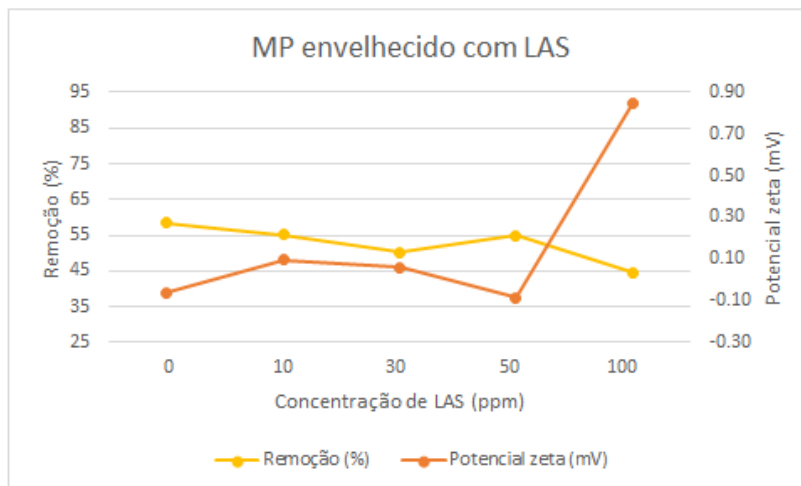
Figura 5.8.3 - Remoção e potencial zeta na presença de Tween 20 para MP envelhecido



Fonte 35: Autor

Na Figura 5.8.3 tem-se que com 10 ppm de tensoativo há uma pequena queda no potencial zeta e conseqüentemente uma redução na remoção do microplástico, porém com maiores concentrações de Tween 20 o potencial zeta se neutraliza e se eleva até mais ou menos o mesmo valor em módulo do potencial zeta da concentração de 10 ppm, no entanto a remoção de MP (glitter) continua a decrescer, fato que se deve a formação da camada de proteção estérica em volta do glitter, em que a cauda hidrofóbica do Tween 20 se gruda ao microplástico de PVC, também hidrofóbico. Há uma grande diferença de percentual de remoção entre o MP pristino e envelhecido, como pode ser verificado na Figura 5.5.3.2, isso é devido a formação de maior área de adsorção no microplástico envelhecido por radiação UV, visto que com ao ter mais área de contato, mais surfactante se gruda a superfície do plástico ocasionando maior proteção estérica, fazendo com que ocorra menor agregação entre as partículas plásticas.

Figura 5.8.4 - Remoção e potencial zeta na presença de LAS para MP envelhecido



Fonte 36: Autor

Na Figura 5.8.4 ao se adicionar LAS ocorre queda na remoção, mesmo o potencial zeta estando próximo de 0, esse fato pode ser ocasionado pela adsorção hidrofóbica do LAS, que impede a agregação das partículas. O motivo da elevação da carga do glitter na concentração de 100 ppm é devido a formação de uma camada mais intensa de cabeças hidrofílicas negativas que envolvem o glitter e atraem o íons  $Al^{3+}$ . O glitter envelhecido e pristino na presença de LAS possuíam um potencial zeta próximo de zero, porém a remoção do primeiro é menor que do segundo, fato que pode ser explicado pela maior área de adsorção do glitter envelhecido que permite maior proteção estérica ao adsorver mais surfactante em sua superfície.

## 6 Conclusões

A queda de remoção em porcentagem entre o experimento sem surfactante e com 100 ppm de tensoativo foi de 23% e 45% quando usado o Tween 20 no glitter pristino e degradado, respectivamente; e com a utilização do LAS a diminuição foi de 6% e 24% para o microplástico pristino e envelhecido, respectivamente. Sendo assim, a presença dos dois tipos de tensoativos afetou negativamente na agregação das partículas de glitter pristino e envelhecido, no entanto o prejuízo foi maior para as micropartículas plásticas degradadas por radiação UV. Também ocorreu diferença na diminuição da remoção entre os tipos de surfactantes, quando se adicionou Tween 20 o prejuízo foi maior do que quando adicionado LAS, tanto para o microplástico pristino quanto para o microplástico degradado. Dentre todos os ensaios realizados apenas um promoveu melhora na remoção, quando se adicionou 10 ppm de LAS, visto que ocorreu um aumento de 12% em relação ao experimento sem nenhum tipo de tensoativo.

Na presença de LAS com o microplástico (glitter) pristino o prejuízo na remoção ocorre a partir de 30 ppm de concentração de surfactante, já na presença de LAS com o microplástico envelhecido e na presença de Tween 20 com MP pristino e envelhecido o prejuízo na remoção ocorre desde a menor concentração de surfactante, que no caso do trabalho é de 10 ppm.

## **7 Sugestão**

Futuras pesquisas devem avaliar os efeitos dos tensoativos na presença de outros componentes e no esgoto bruto e verificar os variados efeitos da degradação dos plásticos.

Sugere-se também, a realização de estudos mudando a configuração do reator utilizado nesse trabalho.

Outra possível linha de estudo é a verificação da toxicidade dos microplásticos envelhecidos por radiação UV.

## 8 Referências bibliográficas

ABREU, S.B.; ZAIAT, M.. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13(2), 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000200008>.

ACEDO, A. G.; RECIO, E. G.; MONTES, R. I.; TORRECILLAS, J. R.; RODRÍGUEZ, L. M.; RUIZ, V. J. C. Evidence from in vitro and in vivo studies on the potential health repercussions of micro- and nanoplastics. **Chemosphere**, V. 280. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130826>>. Acesso em: 14 de jun. 2021.

ADEBAYO, I.O.; OLUKOWI, O.O.; ZHIYUAN, Z.; ZHANG, Y.. Comparisons of coagulation efficiency of conventional aluminium sulfate and enhanced composite aluminium sulfate/polydimethyldiallylammonium chloride coagulants coupled with rapid sand filtration. **Journal of Water Process Engineering**, v. 44, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102322>. Acesso em: 20 jul. 2021.

AKARSU, C.; DENIZ, F. Electrocoagulation/Electroflotation Process for Removal of Organics and Microplastics in Laundry Wastewater. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 49, 2021. Disponível em: <<https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1002/clen.202000146>>. Acesso em 30 out. 2021.

AMELIA, T.S.M.; KHALIK, W.M.A.W.M.; ONG, M.C.; SHAO, Y.T.; PAN, H.J.; BUHBALAN, K.. Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. **Prog Earth Planet Sci**. V.8, art.12, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4>>. Acesso em: 01 de jul. 2021.

ASADOLLAHFARDI, G.; ZANGOUEI, H.; MOTAMEDI, V.; DAVOODI, M.. Selection of coagulant using jar test and analytic hierarchy process: A case study of Mazandaran textile wastewater. **Advances in Environmental Research**, v. 7, n. 1, pg. 1-11, 2018. DOI: <https://doi.org/10.12989/aer.2018.7.1.001>. Acesso em: 02 set. 2021.

BADOLA, N.; ASHISH, B.; SASSON, Y.; CHAUHAN, J. S. Microplastics removal strategies: A step toward finding the solution. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 16, art. 7, 2022. Disponível em: <<https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11783-021-1441-3>>. Acesso em: 09 nov. 2021.

BAJPAI, M.; KATOCH, S.S.; KADIER, A.; SINGH, A.. A review on electrocoagulation process for the removal of emerging contaminants: theory, fundamentals, and applications. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, pg. 15252-15281, 2022. Disponível em: <<https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-021-18348-8>>. Acesso em: 29 out. 2022.

CAMARA, C. A. P.; SILVA, A. A. R.; LOBO, I.; SCARMÍNIO, I. S.; ALVES, J. C. Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos. **Engenharia Sanitária e ambiental**, v. 22, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017111063>. Acesso em: 19 nov. 2021.

CANEVAROLO Jr., SEBASTIÃO V. **Ciência dos polímeros: um texto básico para tecnólogos e engenheiros**. São Paulo: Artliber Editora, 2002.

CARNEVALI, O.; NOTARSTEFANO, V.; PAPA, F.; RONGIOLETTI, M. C. A.; BAIOTTO, F.; GRAGHI, S.; D'AMORE, EI.; RINALDO, D.; MATTA, M.; GIORGINI, E. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.

CHANG, X.; BOUCHARD, D.C. Surfactant-Wrapped Multiwalled Carbon Nanotubes in Aquatic Systems: Surfactant Displacement in the Presence of Humic Acid. **Environ. Sci. Technol.**, 50, 17, 9214–922, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01536>>. Acesso em 16 de out. 2021.

DAGNEW, M.; LI, J.; RAY, M. Effect of coagulation on microfibers in laundry wastewater. **Environmental Research**, v. 212, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113401>.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**, 2 ed., v.1, São Carlos: RIMA. 2005.

DIMASSI, S.N.; HAHLADAKIS, J.N.; YAHIA, M.N.D.; AHMAD, M.I.; SAYADI, S.; AL-GHOUTI, M.A.. Degradation-fragmentation of marine plastic waste and their environmental implications: A critical review. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 15, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2022.104262>.

DUAN; L.; ZHANG, Y.; WANG, B.; YU, G.; GAO, J.; CAGNETTA, G.; HUANG, C.; ZHAI, N. Wastewater surveillance for 168 pharmaceuticals and metabolites in a WWTP: Occurrence, temporal variations and feasibility of metabolic biomarkers for intake estimation. **Water Research**, v. 216, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118321>.

EDER, M. L.; TELES, L. O.; PINTO, R.; CARVALHO, A. P.; ALMEIDA, C. M. R.; GAUSTERER, R. H.; GUIMARÃES L. Microplastics as a vehicle of exposure to chemical contamination in freshwater systems: Current research status and way forward. **Journal of Hazardous Materials**, v. 417, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125980>>. Acesso em: 03 nov. 2021

ELIAS, R. Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. **Ver. Invest. Desarr. Pesq.**, n. 27, pg. 83 – 105, 2015. Disponível em: <[https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/10964/RevINIDEP27\\_83.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/10964/RevINIDEP27_83.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 01 jun. 2021.

ELKHATIB, D.; OYANEDEL-CRAVER, V.; CARISSIMI, E. Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities.

**Separation and Purification Technology**, v. 276, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118877>>. Acesso em: 26 de jan. 2022.

FELIPE, L.; DIAS, S. Surfactantes sintéticos e biossurfactantes: vantagens e desvantagens. **Química nova escola**, v. 39, n° 3, p. 228-236, 2017. Disponível em: < [http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc39\\_3/03-QS-34-16.pdf](http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc39_3/03-QS-34-16.pdf)>. Acesso em: 06 out. 2021.

FLORES, H. M.; MÁRQUEZ, A.G.; SÁNCHEZ, C. Effect of surfactant Tween 80 on growth and esterase production of *Fusarium culmorum* in liquid fermentation. **Mexican Journal of Biotechnology**, v. 5, pg. 64-79, 2020. ISSN: 2448-6590. Disponível em: <[https://10316b55-bcaf-49d1-aa23-a9959305f101.filesusr.com/ugd/38ce56\\_607348b29205403997f396a95c8506d3.pdf](https://10316b55-bcaf-49d1-aa23-a9959305f101.filesusr.com/ugd/38ce56_607348b29205403997f396a95c8506d3.pdf)>. Acesso em 19 nov. 2021.

GARCIA-SEGURA, S.; EIBAND, M. M. SG; MELO, J. V.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, V. 801, pg. 267-299. 2017.

GAO, B.; LI, R.; SUN, J.; YUE, Q. Coagulation behavior of kaolin-anionic surfactant simulative wastewater by polyaluminum chloride-polymer dual coagulants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, 2018. Disponível em:< <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1073-0>>. Acesso em: 16 out. 2021.

GINZBURG, A.L.; TRUONG, L.; TANGUAY, R.L.; HUTCHISON, J.E. Synergistic Toxicity Produced by Mixtures of Biocompatible Gold Nanoparticles and Widely Used Surfactants. **ACS Nano**, v.12, 2018. DOI: [https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1021/acsnano.8b00036](https://doi.org/ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1021/acsnano.8b00036). Acesso em: 21 nov. 2021.

GONG, Y.Y.; ZHOU, J.J.; XIA,Y.; LI, Z.J.; ZENG, E.Y. Strong influence of surfactants on virgin hydrophobic microplastics adsorbing ionic organic pollutants. **Environmental Pollution**, v. 265, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115061>>. Acesso em: 08 nov. 2021.

GUAN, Y.; GONG, J.; SONG, B.; LI, J.; FANG, S.; TANG, S.; CAO W.; LI, Y.; CHEN, Z.; YE, J.; CAI, Z. The effect of UV exposure on conventional and degradable microplastics adsorption for Pb (II) in sediment. **Chemosphere**, v.286, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131777>. Acesso em: 01 jun. 2022.

HAMID, N.H.A.; TAHIR, M.I.H.M.; CHOWDHURY, A.; NORDIN, A.H; ALSHAIKH, A.A.; SUID, M.A.; NAZARUDDIN, N.I.; NOZAIZELI, N.D.; SHARMA, S.; RUSHDAN, A.I. The Current State-Of-Art of Copper Removal from Wastewater: A Review. **Water Treatment Technologies for Contaminants Removal from Polluted Water Resources**, v.14, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14193086>.

HANIF, M.A.; IBRAHIM, N.; DAHALAN, F.A.; ALI, U.F.M.; HASAN, M.; JALIL, A.A.. Microplastics and nanoplastics: Recent literature studies and patents on their removal from aqueous environment. *Science of The Total Environment*, v.810, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152115>.

HERNADEZ, E.; NOWACK, B.; MITRANO, D. M. Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release During Washing. *Environmental Science and Technology*, v. 51, i. 12, 2017. Disponível em: <https://pubs-acsc-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1021/acs.est.7b01750>>. Acesso em 08 nov. 2021.

HU, T.; SHEN, M.; HUANG, W.; SONG, B.; ZENG, G.; ZHANG; Y. Removal of microplastics from wastewater with aluminosilicate filter media and their surfactant-modified products: Performance, mechanism and utilization. *Chemical Engineering Journal*, v.1, part.1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129918>>. Acesso em: 02 nov. 2021

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – Glossário. Atlas de saneamento. 2021. Disponível em: [https://www.ibge.gov.br/apps/atlas\\_saneamento/#/home](https://www.ibge.gov.br/apps/atlas_saneamento/#/home) >. Acesso em: 02 de jul. 2022.

JIANG, Y.; YIN, X.; XI, X.; GUAN, D.; SUN, H.; WANG, N. Effect of surfactants on the transport of polyethylene and polypropylene microplastics in porous media. *Water Research*, V. 196, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117016> >. Acesso em: 19 de ago. 2021.

JOAQUIN, A.A.; SIVAMANI, S.; GNANASUNDARAM, N. Statistical experimental design and analysis of mixed natural-synthetic coagulants for the reduction of total suspended solids and turbidity in sewage wastewater treatment. *Biomass Conv. Bioref.*, 2022. DOI: <https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s13399-022-02566-2>.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER T.P. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environ. Sci. Technol.*, v. 49, 2015. Disponível em: <https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1021/acs.est.5b00492>>. Acesso em: 01 de jul. 2021.

KRISHNAN, R.Y.; MANIKANDAN, S.; SUBBAIYA, R.; KARMEGAM, N.; KIM, W.; GOVARRTHANAN, M. Recent approaches and advanced wastewater treatment technologies for mitigating emerging microplastics contamination – A critical review. *Science of The Total Environment*, v.858, p.1, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159681>.

LESLIE, H.; VELZEN, M.; BRANDSMA, S.; VETHAAK, D.; VALEJJO, J. J. G.; LAMOREE, M. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, v. 163, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.

LI, X.; YONEDA, M.; SHIMADA, Y.; MATSUI, Y. Effect of surfactants on the aggregation and stability of  $TiO_2$  nanomaterial in environmental aqueous matrices. **Science of The Total Environment**, v. 574, pg. 176-182, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.065>>. Acesso em 16 de out. 2021.

LIBANIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP. Editora Átomo, ed. 3. 2010.

LU, J.; ZHANG, P.; LI, J. Electrocoagulation technology for water purification: An update review on reactor design and some newly concerned pollutants removal. **Journal of Environmental Management**, V. 296, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113259>>. Acesso em: 16 de ago. 2021.

LUO, H.; LIU, C.; HE, D.; SUN, J.; LI, J.; PAN, X. Effects of aging on environmental behavior of plastic additives: Migration, leaching, and ecotoxicity. **Science of The Total Environment**, v. 849, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157951>.

Malvern Instruments Limited. Zeta potential - An introduction in 30 minutes. Grovewood Road, Malvern, Worcestershire, UK. 2015.

MISHRA, M. K.; BISWAS, S. K. Surfactant-induced depletion flocculation of colloidal suspensions: effect of surfactant concentration. **Langmuir**, v. 23, 2007. DOI: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/la0634767>.

MEI, L.H.I.; OLIVEIRA, J. M.. Surfactantes reativos não-iônicos em polimerização em emulsão de látices de acetato de vinila - vinil neodecanoato: influência nas propriedades de barreira à água. **Seção Técnica - Polímeros**, V. 19, 2009, DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-14282009000100009>.

METCALF & EDDY, Inc: **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. McGraw-Hill Companies, 4. ed. 2003.

MYERS, D. **Surfactant Science and Technology**. Wiley, 4. ed., 2020. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?hl=pt-PT&lr=&id=dQXtDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP15&dq=surfactant+ABS&ots=2tObZK3fbm&sig=Dnk0Zndul9W0WguCcVbyFbCIKzc#v=onepage&q=surfactant%20ABS&f=false>>. Acesso em 04 out. 2021.

MONTAGNER, C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v.40, 2017. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>.

Mousazadeh, M., Niaragh, E.K., Usman, M. et al. A critical review of state-of-the-art electrocoagulation technique applied to COD-rich industrial wastewaters. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, pg. 43143–43172, 2021. Disponível em: <<https://doi.org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-021-14631-w>>. Acesso em: 29 out. 2022.

NAFI, A.W.; TASEIDIFAR, M.. Removal of hazardous ions from aqueous solutions: Current methods, with a focus on green ion flotation. **Jornaul of Environmental Management**, v. 319, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115666>.

NAQVI, A.Z.; DIN, K.; PANDA, M.. Mixed micellization: Improved physicochemical behavior of different amphiphiles in presence of gemini surfactants. **Journal of Molecular Liquids**, v. 343, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.116876>. Acesso em 04 out. 2021.

NISHIHORA, R.K.; FILHO, U.S.; EMERICK, T.; JOÃO, J.J.. Processo de eletrocoagulação-flotação: investigação dos parâmetros operacionais para o tratamento de águas residuais da indústria de pescados. **Química Nova**, v. 41, 2018. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170166>.

OLIVEIRA, T. L. **Efeito do tween 20 e alquilbenzeno sulfonato linear na coagulação de microplástico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Goiás. Goiânia, p.75. 2022.

OROPESA, A.L., GUIMARÃES, L.. Occurrence of Levonorgestrel in Water Systems and Its Effects on Aquatic Organisms: A Review. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 254, 2020. Springer, Cham. DOI: [https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/398\\_2020\\_44](https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/398_2020_44).

PERREN, W.; WOJTASIK, A.; CAI, Q. Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation. **ACS Omega**, V. 3, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acsomega.7b02037>>. Acesso em: 23 de ago. 2021.

PRATESI, C. B.; ALMEIDA, M. A. A. L. S.; PAZ, G. S. C.; TEOTONIO, M. H. R.; GANDOLFI, L.; PRATESI, R.; HECHT, M.; ZANDONADI, R. P. Presence and Quantification of Microplastics in Urban Tap Water: A Pre-Screening in Brasília, Brazil. **Sustainability**, v. 13, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su13116404>>. Acesso em: 01 de fev. 2022.

QIU, Z.; ZHANG, J.; ZHAN, S.; ZHONG, L.B.; WANG, X.; ZHENG, Y. M. Adsorption of typical natural organic matter on microplastics in aqueous solution: Kinetics, isotherm, influence factors and mechanism. **Journal of Hazardous Materials**, v. 443, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130130>.

RAJALA, K.; GRÖNFORS, O.; HESAMPOUR, M.; MIKOLA, A.. Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals, **Water Research**, 2020, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116045>. Acesso em: 25 out. 2021.

SADOFSKY, L.; JENNER, L.; ROTCHELL, J.; BENNETT, R.; COWEN, M.; VASILEIOS, T.. Detection of microplastics in human lung tissue using  $\mu$ FTIR spectroscopy. **Science of The Total Environment**, v. 831, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>.

SAKAI, H.; SONG, H.; GOTO R. Degradation of Linear Alkylbenzene Sulfonate by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Process. **The Journal of the International Ozone Association**, v.

43, issue 4, pg. 317-323, 2020. DOI: <https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1080/01919512.2020.1805938>. Acesso em: 05 out. 2021.

SHARMA, S.; BASU, S.; SHETTI, N. P.; NADAGOUDA, M. N.; AMINABHAVI, T. M. Microplastics in the environment: occurrence, perils and eradication. *Chemical Engineering Journal*, v. 408, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127317> >. Acesso em: 01 nov. 2021.

SHEN, M.; ZHANG, Y.; ALMATRAFI, E.; HU, T.; ZHOU, C.; SONG, B.; ZENG, Z.; ZENG, G. Efficient removal of microplastics from wastewater by an electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, v.428, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131161>>. Acesso em 30 out. 2021.

SHAHI, N.K.; MAENG, M.; KIM, D.; DOCKKO, S.. Removal behavior of microplastics using alum coagulant and its enhancement using polyamine-coated sand. *Process Safety and Environmental Protection*, V.141, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.020>.

SHOJAEI, S.; YANG, J.; SHOJAEI, S. Removal of drug and dye from aqueous solutions by graphene oxide: Adsorption studies and chemometrics methods. *Clean Water*, v.5, 2022. DOI: <https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1038/s41545-022-00148-3>.

SILVA, L. D.; DANTAS, P. R.; PEREIRA NETO, L. M.; ARRUDA, V. C. M.; TAVARES, R. G.; SILVA, V. P. Eficiência da coagulação, floculação e decantação como tratamento primário de efluente têxtil. *Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia*, v. 5, pg. 36-40, 2019. Disponível em: < <http://ead.codai.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/2477/482483028>>. Acesso em: 10 jul. 2021.

SINGLA, A. Review of biological treatment solutions and role of nanoparticles in the treatment of wastewater generated by diverse industries. *Nanotechnology for Environmental Engineering*, v. 7, pg. 699–711, 2022. Disponível em: <<https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s41204-022-00267-9>>. Acesso em: 29 de out. 2022.

SPERLING, M. von. **Princípios básicos do tratamento de esgoto. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias** – Volume 2. 1996.

**Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. AWWA & APHA .18th ed. 1992

SUN, B.; ZENG, E. Y. Leaching of PBDEs from microplastics under simulated gut conditions: Chemical diffusion and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, v. 292, part. A, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118318>>. Acesso em 05 nov. 2021.

SWAPNIL, M.P.; RANE, N.R.; BANKOLE, P.O.; KRISHNAIAH, P.; AHN, Y.; PARK, Y-K.; YADAV, K.K.; AMIN, M.A.; JEON, B-H. An assessment of micro- and nanoplastics in the biosphere: A review of detection, monitoring, and

remediation technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, part. 2, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132913>. Acesso em: 16 nov. 2021.

TANG, W.; LI, H.; FEI, L.; WEI, B.; ZHOU, T.; ZHANG, H. The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review. **Science of The Total Environmental**, v. 851, p.1, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158224>.

VAZ, L.G.L.; KLEN, M.R.F.; VEIT, M.T.; SILVA, E.A.; BARBIERO, T.A.; BERGAMASCO, R.. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v.35 (4), 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-46702010000400006>.

WANG, Q.; HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; SANTONI, M.; HULLE, S. V.; ROUSSEAU, D. P.L. Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be na effecient barrier for microplastics pollution? **Science of The Total Environmental**, v. 721, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137785>>. Acesso em: 03 de fev. 2022.

WANG, X.; BOLAN, N.; TSANG, D. C.W.; SARKAR, B.; BRADNEY, L.; LI, Y. A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications. **Journal of Hazardous Materials**, v.402, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123496>>. Acesso em 04 nov. 2021.

WU, C.; YANG, X.; SHI, G.; SUN, H.. Theoretical determination of zeta potential for the variable charge soil considering the pH variation based on the Stern-Gouy double-layer model. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, 2023. DOI: <https://doi-org.ez49.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-022-25126-7>.

YANG, L.; LI, M.; YEN, H.; ZHAO, F.; WANG, X.; ZHOU, T.; FENG, Q.; CHEN, L. Occurrence, spatial distribution and ecological risks of antibiotics in soil in urban agglomeration. **Journal of Environmental Sciences**, v. 125, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.03.029>.

XIA, Y.; XIANG, X. M.; DONG, K. Y.; GONG, Y. Y.; LI, Z. J. Surfactant stealth effect of microplastics in traditional coagulation process observed via 3-D fluorescence imaging. **Sci. Total Environ.**, v. 729; 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138783>>. Acesso em: 17 de out. 2021.

ZANG, Y.; LUO, Y.; GUO, X.; XIA, T.; WANG, T.; JIA, H.; ZHU, L. Charge mediated interaction of polystyrene nanoplastic (PSNP) with minerals in aqueous phase. **Water Research**, v. 178, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115861>>. Acesso em: 03 de fev. 2022.

ZHOU, G.; WANG, Q.; LI, J.; LI, Q.; XU, H.; YE, Q.; WANG, Y.; SHU, S.; ZHANG, J. Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and  $FeCl_3$  coagulation: Performance and mechanism. **Science of The Total Environmental**, v. 752, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>>. Acesso em: 04 de fev. 2022.