



Universidade Estadual Paulista  
"Júlio de Mesquita Filho"

Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

---

Engenharia Civil e Ambiental

**LUANA CRISTINA PEREIRA ROCHA**

**VIABILIDADE DE REÚSO DE EFLUENTE TRATADO EM INDÚSTRIA  
DE GALVANOPLASTIA**



Bauru  
2019

**LUANA CRISTINA PEREIRA ROCHA**

**VIABILIDADE DE REÚSO DE EFLUENTE TRATADO EM INDÚSTRIA  
DE GALVANOPLASTIA**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique  
Ribeiro da Silva



Bauru  
2019

R672v

Rocha, Luana Cristina Pereira

Viabilidade de reúso de efluente tratado em indústria de galvanoplastia / Luana Cristina Pereira Rocha. -- Bauru, 2019  
129 p.

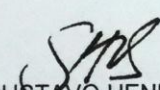
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru


Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

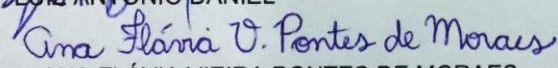
1. Reúso. 2. Efluentes industriais. 3. Galvanoplastia. 4. Osmose reversa. I. Título.

**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado de LUANA CRISTINA PEREIRA ROCHA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.**

Aos 01 dias do mês de março do ano de 2019, às 09:00 horas, no(a) Anfiteatro da Pós-graduação / FEB, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, Prof. Dr. LUIZ ANTONIO DANIEL do(a) Departamento de Hidráulica e Saneamento / Escola de Engenharia de São Carlos - USP, Consultora ANA FLÁVIA VIEIRA PONTES DE MORAES do(a) PDM Engenharia e Construções LTDA - ME, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE Mestrado de LUANA CRISTINA PEREIRA ROCHA, intitulada **VIABILIDADE DE REUSO DE EFLUENTE TRATADO EM INDUSTRIA DE GALVANOPLASTIA**. Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADA \_\_\_\_\_. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

  
Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

  
Prof. Dr. LUIZ ANTONIO DANIEL

  
Consultora ANA FLÁVIA VIEIRA PONTES DE MORAES

Aos meus pais, irmãos, e ao meu esposo  
Joaquim por toda dedicação, compreensão e  
carinho dispensados ao longo desses anos.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Professor Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, pela orientação, compreensão e principalmente pela confiança depositada.

A empresa onde o estudo foi desenvolvido, pela oportunidade dada para o meu crescimento profissional.

A EP Engenharia de Processos pelo fornecimento de equipamentos e, principalmente, pelo profissionalismo e apoio de todo o seu corpo técnico e operacional para a realização da pesquisa.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a execução deste trabalho.

ROCHA, L. C. P. **Viabilidade de reúso de efluente tratado em indústria de galvanoplastia**. 2019. 129p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru, 2019.

## RESUMO

O aumento da demanda de água para as diversas atividades humanas, associado à alteração da qualidade das águas por fontes poluidoras diversas, dentre elas as indústrias, tem comprometido de forma significativa o potencial de uso dos recursos hídricos, tornando-os escassos em muitas regiões ou requerendo maiores investimentos e novas tecnologias para a sua utilização. O entendimento deste cenário tem subsidiado a adoção de medidas que contemplam os preceitos da sustentabilidade, onde o uso racional e o reúso de águas aparecem como estratégias de grande relevância. Quanto ao reúso de águas, inclui-se a reutilização de efluentes, tratados ou não, para atendimento de usos menos restritivos, favorecendo a conservação da água, bem como preservando o recurso de melhor qualidade para os usos que as requerem. Desta forma, neste trabalho foi avaliada a viabilidade do reúso direto planejado de efluentes, originados em processos de galvanoplastia e submetidos ao tratamento complementar por membrana de osmose reversa, como insumo no processo produtivo de lavagem de peças. O estudo foi desenvolvido em uma indústria localizada em Botucatu, São Paulo, através da operação de uma unidade-piloto de osmose reversa de um estágio, com módulo de membrana tipo enrolada em espiral, sem recirculação. Durante o experimento, para avaliação do desempenho operacional do sistema e da eficiência de remoção de contaminantes, foram realizadas quatro campanhas de coletas, totalizando 173 amostras. O desempenho operacional do sistema de osmose foi avaliado por meio das variáveis: vazão de permeado, vazão de rejeito, fluxo de permeado, taxa de recuperação, pressão de entrada, pH de alimentação e pH do permeado, tendo como principais resultados taxa de recuperação média de 20,99% e pH favorável de operação próximo a 6,50. A eficiência do sistema com relação à remoção de contaminantes foi avaliada através da porcentagem de remoção de sólidos dissolvidos totais em termos de condutividade elétrica, obtendo-se fator de rejeição médio de 96%. Com base no resultado da análise comparativa entre a qualidade do permeado produzido pelo sistema de osmose reversa e o padrão de qualidade exigido para banhos de lavagem de peças, concluiu-se pela viabilidade técnica do reúso do efluente tratado como insumo no processo produtivo. Quanto à viabilidade econômica, os benefícios financeiros seriam atingidos a partir do terceiro ano de operação do sistema. A presença de cloro residual no efluente tratado da linha produtiva 3 inviabilizou seu uso como água de alimentação no sistema de osmose reversa.

**PALAVRAS-CHAVE:** Reúso. Efluentes industriais. Galvanoplastia. Osmose reversa.

ROCHA, L. C. P. **Feasibility of treated wastewater reuse in the electroplating industry.** 2019. 129p. Dissertation (Master Degree) - Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru, 2019.

## **ABSTRACT**

The increase of water demand for the different human activities, associated to the quality deterioration by several pollution sources, among them, industries, has significantly been undermined the potential of water resources, making them scarce in many regions or requiring greater investments and new technologies for its use. The comprehension of this scenario has subsidized the adoption of measures to take account sustainability principles, where the rational use and reuse of water appear as high relevance strategy. About the water reuse, it includes the wastewater reuse, treated or not, to meet less restrictive uses, promoting the water conservation, as well as preserving the best quality resource for its intended uses. In this way, has been evaluated in this work the feasibility of the planned direct reuse of the wastewater, from electroplating process and submitted to complementary reverse osmosis treatment, used as an input in parts washing process. The study was developed in an industry located in Botucatu city, São Paulo, through the operation of a one-stage reverse osmosis pilot-unit with spiral-wound membrane module, without recirculation. Along the experiment, to assess the operational performance system and its contaminants removal efficiency as well, four collection campaigns were conducted, totaling 173 samples. Operational performance of the reverse osmosis was evaluated through the following variables: permeate flow, concentrate flow, permeate flux, recovery, feed pressure, feed pH and permeate pH. 20,99% as recovery rate and favorable pH close to 6,50 were the main outcomes. Regarding the system efficiency, the contaminant removal has been assessed through the percentage of total dissolved solids in terms of electrical conductivity, resulting in average rejection factor of 96%. Based on the outcome of comparative assessment between permeate produced by the reverse osmosis system and the quality standard required to parts cleaning process, it may be concluded by the technical feasibility of the treated wastewater reuse as input in the manufacturing process. As regards the economic feasibility, the financial benefits would be achieved after the third year of the system operation. The presence of residual chlorine in the treated effluent from productive line 3 made it impossible to use it as feed water in the reverse osmosis system.

**KEYWORDS:** Reuse. Industrial wastewater. Electroplating. Reverse osmosis



## Índice de Figuras

FIGURA 01 - PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DOS METAIS, DENOMINADO CICLO DOS METAIS. .....	23
FIGURA 02 – ETAPAS BÁSICAS DO PROCESSO DE GALVANOPLASTIA E PONTOS DE USO DE ÁGUA PARA ENXÁGUES. ....	27
FIGURA 03 - PROCESSO CLÁSSICO DE GALVANOPLASTIA COM INDICAÇÃO DE PONTOS COM POTENCIAL DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, EMISSÕES E EFLUENTES.....	28
FIGURA 04 - SOLUBILIDADE DE ALGUNS METAIS EM FUNÇÃO DO PH.....	32
FIGURA 05 – SISTEMA CONVENCIONAL DE TRATAMENTO DE DESPEJOS DE GALVANOPLASTIA. ....	34
FIGURA 06 – CARACTERÍSTICAS DOS PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS. ....	37
FIGURA 07 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS. ....	38
FIGURA 08 – TIPOS DE MEMBRANAS MAIS UTILIZADOS: A) ENROLADA EM ESPIRAL; B) FIBRA OCA; C) TUBULAR.....	39
FIGURA 09 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO PROCESSO DE OSMOSE REVERSA.....	40
FIGURA 10 – ARRANJOS PARA VASOS DE PRESSÃO DE OSMOSE REVERSA E TAXAS DE RECUPERAÇÃO.....	42
FIGURA 11 – RELAÇÃO ENTRE A PRESSÃO E O FLUXO DE PERMEADO NAS MEMBRANAS DE OSMOSE REVERSA E NANOFILTRAÇÃO.....	43
FIGURA 12 – DIAGRAMA DE PROCESSO: SISTEMA COMBINADO DE OSMOSE REVERSA COM MICROFILTRAÇÃO OU ULTRAFILTRAÇÃO. ....	49
FIGURA 13 – POTENCIAIS FINALIDADES PARA O REÚSO DE ESGOTO DOMÉSTICO E INDUSTRIAL.....	51
FIGURA 14 – UNIDADE DE OSMOSE REVERSA (SKID) UTILIZADO NO ENSAIO-PILOTO.....	66
FIGURA 15 – FLUXOGRAMA DE PROCESSO DA UNIDADE-PILOTO DE OSMOSE REVERSA E PRINCIPAIS COMPONENTES DO SISTEMA.....	68
FIGURA 16 – DIMENSÕES DA MEMBRANA UTILIZADA.....	69
FIGURA 17 – IMAGEM DA MEMBRANA UTILIZADA. ....	69
FIGURA 18 – FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE SUPERFÍCIE DESENVOLVIDO NA LINHA 1.....	79
FIGURA 19 – FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE MASCARAMENTO E USINAGEM QUÍMICA DESENVOLVIDO NA LINHA 2.....	83
FIGURA 20 - FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE ENSAIO NÃO DESTRUTIVO DESENVOLVIDO NA LINHA 3. ....	86

<b>FIGURA 21 – GERAÇÃO DE EFLUENTES A PARTIR DO SISTEMA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....</b>	<b>89</b>
<b>FIGURA 22 – PROCESSO DE DESMINERALIZAÇÃO DE ÁGUA E GERAÇÃO DE EFLUENTES A PARTIR DA LIMPEZA E REGENERAÇÃO DO SISTEMA.....</b>	<b>91</b>
<b>FIGURA 23 – PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES EMPREGADO NA INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA. ....</b>	<b>92</b>
<b>FIGURA 24 – TIPOS DE EFLUENTES ENCAMINHADOS PARA A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO E RESPECTIVOS TANQUES DE RECEBIMENTO E ARMAZENAMENTO TEMPORÁRIO. ....</b>	<b>93</b>
<b>FIGURA 25 – CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO EM TERMOS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E DUREZA TOTAL. ....</b>	<b>99</b>
<b>FIGURA 26 – REÚSO EM CASCATA, JÁ PRATICADO PELA EMPRESA. ....</b>	<b>100</b>
<b>FIGURA 27 – VARIAÇÃO DO PH DE ALIMENTAÇÃO E TAXA DE RECUPERAÇÃO.....</b>	<b>112</b>
<b>FIGURA 28 – VARIAÇÃO DO FLUXO DE PERMEADO.....</b>	<b>113</b>
<b>FIGURA 29 – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE ALIMENTAÇÃO (CF) E DO FATOR DE REJEIÇÃO (R). ....</b>	<b>118</b>

## Índice de Tabelas

TABELA 01 – CAPACIDADES NOMINAIS ATUAIS DOS SISTEMAS PRODUTORES E CAPACIDADES NECESSÁRIAS PARA 2040, PARA O MUNICÍPIO DE BOTUCATU/SP.....	2
TABELA 02 - VALORES APROXIMADOS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM DIFERENTES SOLUÇÕES.....	8
TABELA 03 – CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS QUANTO À DUREZA. ....	11
TABELA 04 – CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS D’ÁGUA. ....	17
TABELA 05 – CONTAMINANTES EM EFLUENTES DE GALVANOPLASTIAS.....	29
TABELA 06 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE TRATAMENTO DE SUPERFÍCIES.....	30
TABELA 07 – APLICAÇÕES DA OSMOSE REVERSA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	41
TABELA 08 – CONTAMINANTES TÍPICOS QUE PODEM RESULTAR EM DEPÓSITOS E MÉTODOS DE PRÉ-TRATAMENTO. ....	46
TABELA 09 – PARÂMETROS OPERACIONAIS TÍPICOS E VARIÁVEIS DE QUALIDADE UTILIZADOS PARA AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE UNIDADES DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS EM ESCALA-PILOTO.....	49
TABELA 10 – VALORES MÉDIOS DE ESTUDOS RELACIONADOS AO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA GALVANOPLASTIA POR ULTRAFILTRAÇÃO E OSMOSE REVERSA. ....	58
TABELA 11 – CARACTERÍSTICAS DA MEMBRANA UTILIZADA.....	69
TABELA 12 – CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM. ....	73
TABELA 13 – VARIÁVEIS OPERACIONAIS E DE QUALIDADE AVALIADAS DURANTE O EXPERIMENTO.....	74
TABELA 14 – VOLUMES DOS TANQUES, CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES GERADOS NA LINHA 1 E RESPECTIVAS ETAPAS DO TRATAMENTO DE SUPERFÍCIE. ....	81
TABELA 15 – PROCESSOS, VOLUMES DOS TANQUES E CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES GERADOS NA LINHA 2. ....	85
TABELA 16 – CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DOS EFLUENTES TRATADOS NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES NO ANO DE 2018. ....	96
TABELA 17 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E DUREZA TOTAL DO EFLUENTE TRATADO PELO MÉTODO CONVENCIONAL E DA ÁGUA BRUTA .....	97
TABELA 18 – COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS MÉDIOS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E DUREZA TOTAL DO EFLUENTE TRATADO PELO MÉTODO CONVENCIONAL. ...	99
TABELA 19 – PROCESSOS COM OPORTUNIDADE PARA REÚSO DO EFLUENTE TRATADO ...	102
TABELA 20 – PADRÃO DE QUALIDADE PARA ÁGUA UTILIZADA EM BANHOS DE LAVAGEM. ....	102

<b>TABELA 21 – CONCENTRAÇÃO DE CLORO LIVRE NO EFLUENTE TRATADO.....</b>	<b>103</b>
<b>TABELA 22 – EFLUENTES TRATADOS NO PERÍODO DO EXPERIMENTO. ....</b>	<b>104</b>
<b>TABELA 23 – EFLUENTES TRATADOS NA CAMPANHA 1. ....</b>	<b>105</b>
<b>TABELA 24 – EFLUENTES TRATADOS NA CAMPANHA 2. ....</b>	<b>105</b>
<b>TABELA 25 – EFLUENTES TRATADOS NA CAMPANHA 3. ....</b>	<b>105</b>
<b>TABELA 26 – EFLUENTES TRATADOS NA CAMPANHA 4. ....</b>	<b>106</b>
<b>TABELA 27 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS AVALIADOS NA CAMPANHA 1. ....</b>	<b>107</b>
<b>TABELA 28 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS AVALIADOS NA CAMPANHA 2. ....</b>	<b>107</b>
<b>TABELA 29 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS AVALIADOS NA CAMPANHA 3. ....</b>	<b>108</b>
<b>TABELA 30 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS AVALIADOS NA CAMPANHA 4. ....</b>	<b>108</b>
<b>TABELA 31 – MÉDIA DOS RESULTADOS DE PARÂMETROS OPERACIONAIS AVALIADOS NAS 4 CAMPANHAS. ....</b>	<b>109</b>
<b>TABELA 32 – MÉDIA DOS RESULTADOS CONSIDERANDO O PERÍODO DE REDUÇÃO INTENCIONAL DA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO.....</b>	<b>111</b>
<b>TABELA 33 – RESULTADOS DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE AVALIADAS NA CAMPANHA 1.....</b>	<b>114</b>
<b>TABELA 34 – RESULTADOS DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE AVALIADAS NA CAMPANHA 2.....</b>	<b>114</b>
<b>TABELA 35 – RESULTADOS DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE AVALIADAS NA CAMPANHA 3.....</b>	<b>115</b>
<b>TABELA 36 – RESULTADOS DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE AVALIADAS NA CAMPANHA 4.....</b>	<b>115</b>
<b>TABELA 37 – MÉDIA DOS RESULTADOS DE VARIÁVEIS DE QUALIDADE AVALIADAS NAS 4 CAMPANHAS.....</b>	<b>115</b>
<b>TABELA 38 – COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DO EXPERIMENTO E ESTUDOS DE REFERÊNCIA, QUANTO A PARÂMETROS DE QUALIDADE. ....</b>	<b>116</b>
<b>TABELA 39 – COMPARAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA PRODUZIDA E AQUELA EXIGIDA PARA BANHOS DE LAVAGEM. ....</b>	<b>117</b>
<b>TABELA 40 – VISÃO GERAL DOS CUSTOS RECORRENTES E GANHOS RESULTANTES DA ADOÇÃO DO SISTEMA DE OSMOSE REVERSA OBJETIVANDO O REÚSO EM BANHOS DE LAVAGEM.....</b>	<b>119</b>

## Lista de Símbolos

A	-	Área total da membrana
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	-	Óxido de alumínio
Ca <sup>2+</sup>	-	Íon cálcio
CaCO <sub>3</sub>	-	Carbonato de cálcio
CaSO <sub>4</sub>	-	Sulfato de cálcio
Ca(OH) <sub>2</sub>	-	Hidróxido de cálcio
Cf	-	Concentração de soluto na alimentação ou condutividade de entrada
Cl <sup>-</sup>	-	Cloreto
cm	-	Centímetro
cm <sup>3</sup>	-	Centímetro cúbico
CN <sup>-</sup>	-	Íon cianeto
CO <sub>2</sub>	-	Gás carbônico
Cp	-	Concentração de soluto no permeado ou condutividade de saída
Cr	-	Cromo
Cr <sup>++</sup>	-	Íon cromoso
Cr <sup>+++</sup>	-	Íon crômico
CrO <sub>3</sub> <sup>---</sup>	-	Íon cromita
CrO <sub>4</sub> <sup>--</sup>	-	Íon cromato
Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>--</sup>	-	Íon dicromato
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	-	Óxido de cromo
Cr(III)	-	Cromo trivalente
Cr(VI)	-	Cromo hexavalente
Cr(OH) <sub>3</sub>	-	Hidróxido de cromo
d	-	Dia
F <sup>-</sup>	-	Fluoreto
Fe <sup>2+</sup>	-	Íon ferroso
Fw	-	Fluxo de permeado
g	-	Gramas
h	-	Hora
H <sup>+</sup>	-	Íon hidrogênio
HCl	-	Ácido clorídrico
HCN	-	Cianeto de hidrogênio
H <sub>2</sub> O	-	Água
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	-	Ácido sulfúrico
H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	-	Ácido carbônico
KCN	-	Cianeto de potássio
kPa	-	Quilopascal
L	-	Litro
log	-	Logaritmo
m	-	Metro
m <sup>2</sup>	-	Metro quadrado
m <sup>3</sup>	-	Metro cúbico
mg	-	Miligrama
ml	-	Mililitro
mm	-	Milímetro
Mg <sup>2+</sup>	-	Íon magnésio

NA	-	Não aplicável
NaCl	-	Cloreto de sódio
NaCN	-	Cianeto de sódio
NaOH	-	Hidróxido de sódio
Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	-	Metabissulfito de sódio
Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	-	Hidrossulfito de sódio
OH <sup>-</sup>	-	Íon hidroxila
Pf	-	Pressão de alimentação
pH	-	Potencial hidrogeniônico
pol	-	Polegada
Pp	-	Pressão de permeado
Pr	-	Pressão de rejeito ou pressão do concentrado
ppm	-	Parte por milhão
Q	-	Vazão
Qf	-	Vazão de alimentação
Qp	-	Vazão de permeado
Qr	-	Vazão de rejeito ou vazão do concentrado
R	-	Fator de rejeição
r	-	Taxa de recuperação
s	-	Segundo
S	-	Siemens
S <sup>2-</sup>	-	Sulfeto
V	-	Volt
%	-	Por cento
<	-	Menor que
>	-	Maior que
=	-	Igual a
μ	-	Micro
°C	-	Grau Celsius
ΔPa	-	Gradiente de pressão aplicada
ΔPo	-	Gradiente de pressão osmótica

## Lista de Abreviaturas e Siglas

APHA	-	American Public Health Association
CE	-	Condutividade elétrica
CETESB	-	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	-	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPVC	-	Policloreto de vinila clorado
CRQ	-	Conselho Regional de Química
EDTA	-	Ácido etilenodiaminotetracético
EPA	-	Environmental Protection Agency
ETE	-	Estação de tratamento de efluentes
EUA	-	Estados Unidos da América
MF	-	Microfiltração
NF	-	Nanofiltração
OR	-	Osmose reversa
PVC	-	Policloreto de vinila
SABESP	-	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SDT	-	Sólidos dissolvidos totais
SP	-	Estado de São Paulo
SS	-	Sólidos suspensos
SST	-	Sólidos em suspensão totais
UF	-	Ultrafiltração

## Sumário

<b>RESUMO</b> .....	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>II</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	<b>III</b>
<b>ÍNDICE DE TABELAS</b> .....	<b>V</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS</b> .....	<b>VII</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS</b> .....	<b>IX</b>
<b>SUMÁRIO</b> .....	<b>X</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>5</b>
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>6</b>
3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	6
3.2 CARACTERÍSTICAS E PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	6
3.2.1 <i>Parâmetros físicos</i> .....	7
3.2.1.1 Sólidos .....	7
3.2.1.2 Condutividade elétrica .....	8
3.2.2 <i>Parâmetros químicos</i> .....	9
3.2.2.1 Metais Pesados.....	9
3.2.2.1.1 Cromo .....	10
3.2.2.2 Dureza.....	11
3.2.2.3 Surfactantes.....	12
3.2.2.4 Fluoreto.....	12
3.2.2.5 pH, acidez e alcalinidade .....	13
3.2.2.6 Cloreto .....	14
3.2.2.7 Cianeto.....	15
3.3 POLUIÇÃO E PADRÕES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	16
3.4 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE SUPERFÍCIES .....	22
3.4.1 <i>Corrosão</i> .....	22
3.4.2 <i>Tratamento de superfícies e a indústria de galvanoplastia</i> .....	23
3.4.2.1 Etapas básicas do processo de galvanoplastia.....	26
3.4.3 <i>Origem e características dos efluentes da galvanoplastia</i> .....	28
3.4.4 <i>Sistema convencional de tratamento de efluentes da galvanoplastia</i> .....	30
3.4.4.1 Tratamento de despejos contendo cromo.....	33
3.4.5 <i>Processos para remoção de contaminantes residuais</i> .....	35
3.4.5.1 Processos de separação por membranas.....	36
3.4.5.1.1 Osmose Reversa .....	39



3.5	REÚSO DE ÁGUAS .....	50
3.5.1	<i>Considerações gerais</i> .....	50
3.5.2	<i>Tipos de reúso</i> .....	51
3.5.3	<i>Reúso na indústria</i> .....	53
3.5.3.1	Estudos em indústrias de galvanoplastia .....	55
3.5.4	<i>Aspectos legais do reúso</i> .....	59
3.5.4.1	O reúso da água e a legislação brasileira .....	59
3.5.4.2	Leis e normas para o reúso.....	62
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>63</b>
4.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	63
4.2	ETAPA 1 - IDENTIFICAÇÃO DOS PROCESSOS GERADORES DE EFLUENTES .....	63
4.3	ETAPA 2 - DESCRIÇÃO DO TRATAMENTO EMPREGADO .....	64
4.4	ETAPA 3 - AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DOS EFLUENTES .....	64
4.5	ETAPA 4 - CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO .....	65
4.6	ETAPA 5 - PRÁTICAS, OPORTUNIDADES E PADRÃO PARA REÚSO .....	66
4.7	ETAPA 6 - EXPERIMENTO COM UNIDADE-PILOTO DE OSMOSE REVERSA .....	66
4.7.1	<i>Características do sistema-piloto</i> .....	67
4.7.2	<i>Caracterização qualitativa do efluente de alimentação</i> .....	70
4.7.2.1	Avaliação da presença de cloro.....	70
4.7.2.2	Avaliação das tipologias dos efluentes de alimentação .....	71
4.7.3	<i>Descrição do funcionamento do sistema-piloto</i> .....	71
4.7.3.1	Campanhas de amostragem.....	73
4.8	ETAPA 7 – VIABILIDADE ECONÔMICA .....	76
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>77</b>
5.1	ETAPA 1 - IDENTIFICAÇÃO DOS PROCESSOS GERADORES DE EFLUENTES .....	77
5.1.1	<i>Linha 1 – Tratamento de superfície</i> .....	77
5.1.2	<i>Linha 2 – Mascaramento e usinagem química</i> .....	82
5.1.3	<i>Linha 3 – Ensaio não destrutivo</i> .....	86
5.1.4	<i>Sistema de controle da poluição atmosférica</i> .....	88
5.1.5	<i>Sistema de desmineralização da água</i> .....	90
5.2	ETAPA 2 - DESCRIÇÃO DO TRATAMENTO EMPREGADO .....	91
5.3	ETAPA 3 - AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DOS EFLUENTES .....	96
5.4	ETAPA 4 - CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO .....	97
5.5	ETAPA 5 - PRÁTICAS, OPORTUNIDADES E PADRÃO PARA REÚSO .....	100
5.5.1	<i>Práticas de reúso</i> .....	100
5.5.2	<i>Oportunidades para o reúso de efluente tratado</i> .....	101
5.5.3	<i>Padrão para o reúso de efluente tratado</i> .....	102
5.6	ETAPA 6 - EXPERIMENTO COM UNIDADE-PILOTO DE OSMOSE REVERSA .....	103
5.6.1	<i>Caracterização qualitativa do efluente de alimentação</i> .....	103
5.6.1.1	Avaliação da presença de cloro.....	103

5.6.1.2	Avaliação das tipologias dos efluentes de alimentação .....	104
5.6.2	<i>Parâmetros operacionais</i> .....	106
5.6.3	<i>Eficiência do sistema em relação à remoção de contaminantes</i> .....	114
5.7	ETAPA 7 - VIABILIDADE ECONÔMICA .....	119
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>121</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>123</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>124</b>

# 1 INTRODUÇÃO

A água, essencial para o surgimento e manutenção da vida, é recurso indispensável para o desenvolvimento de diversas atividades criadas pelo ser humano, como por exemplo, o transporte de pessoas e de materiais, produção de alimentos, geração de energia e processos industriais diversos.

Muito embora o planeta Terra tenha três quartos da sua superfície cobertos pela água, deve-se levar em consideração que apenas uma pequena parcela, referente à água doce, pode ser utilizada para o desenvolvimento da maior parte das atividades humanas sem a necessidade de grandes investimentos para a adequação de suas características aos padrões de qualidade exigidos (Mierzwa, 2002).

O crescimento populacional, o desenvolvimento econômico, as mudanças no padrão de consumo, entre outros fatores, são responsáveis pelo aumento no consumo de água, não apenas para o consumo humano, considerado prioritário, mas também para a produção de alimentos e industrial. Tal demanda eleva a pressão acerca dos mananciais de abastecimento, os quais muitas vezes já se encontram com a qualidade da água prejudicada por fontes de poluição diversas.

De acordo com o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (2018), a demanda global por água continuará a crescer significativamente nas próximas duas décadas, sendo que as demandas domésticas e pelo setor industrial provavelmente crescerão mais rapidamente do que a demanda agrícola. O uso da água pela indústria, que atualmente representa cerca de 20% do consumo total, é dominado pela produção de energia, responsável por aproximadamente 75% da demanda industrial. A porcentagem restante, 25%, refere-se ao uso da água no setor industrial para fabricação.

Em 2025, mantendo-se os atuais padrões de consumo de água, estima-se que a demanda total de água doce será de 4498,6 km<sup>3</sup>/ano. Embora este valor represente apenas 4,42% do volume total dos recursos superficiais de água doce disponível no planeta Terra, não se pode afirmar que o atendimento da demanda a ser exigida para o desenvolvimento das atividades humanas estará garantido a médio e longo prazo (Mierzwa, 2002).

Em 2011, foi elaborado o Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico para Botucatu/SP, município em que esse trabalho de pesquisa foi desenvolvido. Tal documento apresenta um diagnóstico dos sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário,

manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas, bem como relata problemas encontrados e sugere intervenções para a melhoria dos sistemas e garantia dos serviços até 2040. Os dados apresentados no Plano indicam que o sistema produtor de água apresenta-se deficitário, uma vez que a capacidade atual não é suficiente para atender às demandas até 2040 (Tabela 01).

Tabela 01 – Capacidades nominais atuais dos sistemas produtores e capacidades necessárias para 2040, para o município de Botucatu/SP.

Sistema	Captação		Adutora de água bruta		Tratamento	
	Vazão necessária (L/s)	Vazão nominal (L/s)	Vazão necessária (L/s)	Vazão nominal (L/s)	Vazão necessária (L/s)	Vazão nominal (L/s)
Sede do município de Botucatu	507,59	400	507,59	422	507,59	450

Fonte: Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico para o município de Botucatu/SP (2011).

Os processos industriais estudados neste trabalho consomem água fornecida exclusivamente pelo sistema municipal, bem como o lançamento dos efluentes gerados é realizado na rede municipal. Desta forma, a conclusão do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico para o município de Botucatu indica risco para as operações industriais.

No âmbito geral, quanto à qualidade da água, prejudicada por fontes de poluição diversas, os problemas mais sérios de poluição referem-se aos efluentes industriais, os quais, devido à grande variedade de atividades desenvolvidas pelas indústrias, podem apresentar em sua composição os mais variados tipos de substâncias, das quais muitas são extremamente tóxicas e podem ter efeitos adversos sobre todos os seres vivos, caso as mesmas atinjam qualquer recurso hídrico (Mierzwa, 2002).

As indústrias de galvanoplastia utilizam substâncias químicas potencialmente poluidoras, especialmente metais pesados, bem como utilizam consideráveis volumes de água como insumo em seus processos produtivos, de forma que seus despejos têm o potencial de causar graves problemas relacionados à poluição hídrica.

Quanto à prevenção da poluição, o principal procedimento adotado consiste no direcionamento dos efluentes gerados a partir dos diversos processos industriais para um sistema de tratamento de efluentes, no qual são utilizadas técnicas de tratamento que visam adequar às características desses efluentes aos padrões de lançamento estabelecidos em

legislações e/ou normas. Este conceito é denominado de tratamento de fim de tubo, ou mais conhecido como “*end of pipe treatment*”.

Mierwza (2002), cita que a estratégia de tratamento de fim de tubo até então usada pela indústria para o gerenciamento de águas e efluentes, não é atualmente adequada. A complexidade dos processos industriais, o aumento do número de indústrias, o aumento da demanda de água para abastecimento público e a maior conscientização da população com relação às questões ambientais, além do desenvolvimento e aplicação de normas cada vez mais restritivas, são os principais argumentos para justificar esta afirmação. A necessidade de conservação e uso racional da água aliada à necessidade de minimização dos impactos ambientais negativos relativos à geração e ao lançamento de efluentes industriais, exigem do setor industrial o desenvolvimento de estratégias que possam conduzir a um melhor gerenciamento de águas e efluentes nas indústrias. Estas estratégias devem considerar a água para o consumo industrial e os efluentes em um sistema único, o qual deverá ter interface direta com os processos industriais, contrapondo-se a filosofia “*end of pipe treatment*”.

Considerando a abordagem mencionada nos parágrafos prévios, a prática do reaproveitamento de águas servidas que, até então, seriam descartadas para o meio ambiente, se torna uma importante ferramenta para o adequado gerenciamento das águas e efluentes nas indústrias. Tal prática, denominada reúso, já tem sido adotada pelo setor industrial, porém sua adequada aplicação bem como a sua potencialização, dependem do desenvolvimento de estudos, os quais devem considerar aspectos legais, técnicos e econômicos relacionados à demanda hídrica, lançamento de efluentes, tratamento dos efluentes para sua adequação e o seu reúso.

Estudos e pesquisas relacionados ao reúso de águas devem tratar especialmente das tecnologias e métodos destinados ao tratamento destas águas no que tange à adequá-las aos padrões estabelecidos, garantindo qualidade dos processos, minimizando riscos à saúde de usuários e aos equipamentos nos quais a água pode ser reutilizada.

Atualmente, dentre as tecnologias destinadas ao tratamento de efluentes, os sistemas de separação por membranas vêm se destacando em relação aos processos convencionais, devido a fatores como elevada eficiência na remoção de contaminantes, áreas reduzidas para instalação do sistema e facilidade de operação (Rodrigues, 2012).

Considerando o panorama geral apresentado, que envolve a importância do gerenciamento integrado de águas e efluentes em indústrias e, considerando ainda, de forma específica, o risco às operações industriais relacionado aos serviços de

abastecimento de água e tratamento de efluentes prestados pelo município de Botucatu, este estudo objetiva avaliar a viabilidade do uso de um sistema de separação por membranas para produção de água de reúso a partir do efluente industrial de galvanoplastia.

## 2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo avaliar a viabilidade técnica e econômica do reaproveitamento dos efluentes de uma indústria que desenvolve o processo de galvanoplastia, os quais são previamente tratados em sistema de tratamento convencional, por meio da adoção da tecnologia de osmose reversa como método de tratamento complementar para a remoção de contaminantes residuais e adequação do efluente aos padrões de reúso estabelecidos.

Busca-se ainda apresentar o reúso de efluentes como uma estratégia para a otimização do gerenciamento de água e efluente em uma indústria de galvanoplastia, e identificar limitações associadas ao reúso de efluentes tratados nesta indústria. Como objetivos específicos, tem-se:

- Identificar os processos geradores de efluentes e o tratamento empregado;
- Avaliar quantitativamente e qualitativamente os efluentes tratados;
- Identificar práticas, oportunidades e padrão para reúso dos efluentes tratados;
- Avaliar o desempenho operacional de um sistema-piloto de osmose reversa, tendo como água de alimentação o efluente tratado;
- Avaliar a eficiência do sistema-piloto de osmose reversa quanto à remoção de contaminantes relevantes para a prática do reúso proposto;
- Avaliar a viabilidade econômica da utilização de um sistema real de osmose reversa para possibilitar a prática do reúso.

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Considerações gerais

As indústrias que se dedicam ao tratamento de superfícies são de grande importância no contexto econômico, tanto pela diversidade de aplicação de seus produtos como pelos aspectos sociais a elas estritamente ligados (Piveli, 1999). Seus processos envolvem a utilização de relevante volume de água bem como produtos químicos.

Os efluentes líquidos das indústrias ou dos setores de tratamento de superfícies metálicas são constituídos, principalmente, pelas águas de lavagem de peças que seguem as operações de desengraxe alcalino, decapagem ácida e eletrodeposição. Embora em volume menor do que as águas de lavagem, as descargas dos banhos eletrolíticos são caracterizadas pela alta concentração de contaminantes, comumente metais pesados como cromo, níquel, zinco, cádmio e cobre.

A maioria dos metais pesados é necessária para o crescimento da vida biológica, no entanto a presença em quantidades excessivas pode interferir em muitos usos benéficos da água devido à sua toxicidade (Metcalf & Eddy, 2016). Especial atenção deve ser dada aos efeitos que os despejos líquidos de indústrias de galvanoplastia podem causar ao meio ambiente e à saúde humana. Desta forma, visando evitar ou reduzir efeitos adversos, são empregadas técnicas de tratamento das águas residuárias.

A possibilidade do reúso de uma parcela, ou mesmo da totalidade dos efluentes da galvanoplastia, como parte do adequado gerenciamento das águas e efluentes, promove o alinhamento com preceitos de ecoeficiência, redução de custos operacionais, melhoria da imagem da empresa junto à sociedade e até mesmo preparação da empresa para um futuro cenário de restrição hídrica.

### 3.2 Características e parâmetros de qualidade das águas

Além do ciclo hidrológico, existem ciclos em que a água permanece na sua forma líquida, mas tem as suas características alteradas em virtude de sua utilização. Nestes ciclos, a qualidade da água é alterada em cada etapa do seu percurso (Von Sperling, 2007).

Os diversos componentes presentes na água, que alteram o seu grau de pureza, podem ser retratados, de uma maneira ampla e simplificada, em termos das suas



características. Estas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade das águas (Von Sperling, 1996).

### **3.2.1 Parâmetros físicos**

As impurezas enfocadas do ponto de vista físico estão associadas, em sua maior parte, aos sólidos presentes na água (Von Sperling, 1996).

Do ponto de vista sanitário, as características físicas das águas têm importância relativamente pequena comparadas com as características químicas, porém elas podem ser determinantes na escolha da tecnologia de tratamento da água.

#### **3.2.1.1 Sólidos**

Segundo Von Sperling (1996), todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Os sólidos são classificados de acordo com suas características físicas em sólidos em suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos, e também são classificados conforme suas características químicas em sólidos orgânicos e sólidos inorgânicos.

Os sólidos dissolvidos e coloidais, denominados de sólidos dissolvidos totais (SDT), representam as partículas de menores dimensões que são capazes de passar através de um filtro com poro de tamanho específico (cerca de 1,2  $\mu\text{m}$ ), enquanto que as partículas de dimensões maiores, retidas pelo filtro, são considerados sólidos em suspensão totais (SST).

Ao se submeter os sólidos a uma temperatura elevada (550°C), a fração orgânica é volatilizada, permanecendo após combustão apenas a fração inorgânica. Os sólidos voláteis representam, portanto, uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos) representam a matéria inorgânica ou mineral.

O teor de sólidos totais dissolvidos em um líquido está associado à condutividade elétrica (CE) da água. Na maioria das águas naturais, a CE da água, multiplicada por um fator que varia entre 0,55 e 0,75, gera uma boa estimativa de sólidos totais dissolvidos (Funceme, 2015).

O método de filtração, usado para separar os SST dos SDT não é por si só de significância fundamental, mas, apesar disso, os resultados são frequentemente utilizados para avaliar o desempenho de processos convencionais de tratamento e a necessidade de filtração do efluente em aplicações de reúso (Metcalf & Eddy, 2016).

Segundo Metcalf & Eddy (2016), as principais operações unitárias utilizadas para a remoção de sólidos dissolvidos incluem: osmose reversa, eletrodialise, adsorção, extração com ar, troca iônica e evaporação ou destilação.

Dentre os diversos parâmetros de qualidade que podem ser utilizados para a identificação de aplicações potenciais para o reúso de efluentes, a concentração de SDT, pode ser o mais adequado. Isto se justifica em razão da concentração de SDT ser utilizada como um parâmetro restritivo para o uso da água nas diversas aplicações industriais, além da limitação que os processos de tratamento de efluentes, comumente utilizados, apresentam para remover este tipo de contaminante (Mierzwa, 2002).

### 3.2.1.2 Condutividade elétrica

A condutividade ou condutividade elétrica (CE) é a medida da capacidade de uma solução aquosa conduzir corrente elétrica. Esta capacidade depende da presença, concentração total, valência e mobilidade dos íons, além da temperatura ambiente. Soluções de compostos inorgânicos são, em geral, bons condutores. De modo contrário, as moléculas de compostos orgânicos, que não se dissociam em solução aquosa, são maus condutores de corrente (APHA, 2017).

Segundo Cavalcanti (2009), a CE está associada ao teor de sólidos dissolvidos totais (SDT) em um líquido, constituindo-se uma medida indireta da concentração destes sólidos.

As medidas da condutividade elétrica são geralmente utilizadas para estabelecer o grau de mineralização da água destilada ou deionizada e para avaliar a concentração de íons na amostra analisada, podendo, assim, verificar a maior ou menor presença de sais dissolvidos. É geralmente expressa em microsiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Na Tabela 02 estão apresentados os valores aproximados da condutividade elétrica, a 25°C, para diferentes tipos de soluções aquosas.

Tabela 02 - Valores aproximados da condutividade elétrica em diferentes soluções.

Solução	Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )
Água deionizada	0,055
Água destilada fresca	1
Água potável	500
10 ppm NaCl	21
500 ppm NaCl	1000
Água do mar	50000
30% de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	820000

Fonte: Analion, apud Carrara (1997).

A condutividade elétrica é um importante parâmetro no dimensionamento de tratamentos avançados objetivando a produção de águas isentas de sais.

Segundo Carrara (1997), a qual estudou o reúso de efluentes em processos de galvanoplastia, a condutividade elétrica é um dos dados que pode mostrar se há, ou não, a viabilidade da reciclagem da água no processo de galvanoplastia. Assim, podem-se realizar comparações entre as condutividades da amostra tratada e aquelas requeridas no processo.

### **3.2.2 Parâmetros químicos**

As características químicas de uma água podem ser interpretadas pela classificação dos constituintes em orgânicos e inorgânicos.

Os compostos químicos inorgânicos importantes, no estudo do esgoto, incluem: nutrientes, constituintes não metálicos, metais e gases (Metcalf & Eddy, 2016). Nos itens 3.2.2.1 a 3.2.2.7 serão elencados alguns parâmetros relacionados às características químicas da água que têm importância para a indústria de galvanoplastia, tratamento de efluentes e a prática do reúso.

#### **3.2.2.1 Metais Pesados**

Metais pesados são assim denominados por possuírem densidades altas em comparação a outros metais. Mercúrio, chumbo e cádmio, por exemplo, apresentam respectivamente, densidades de 13,5 g/cm<sup>3</sup>, 11,3 g/cm<sup>3</sup> e 8,7 g/cm<sup>3</sup>. Comparativamente, alumínio e magnésio apresentam densidades de 2,7 g/cm<sup>3</sup> e 1,7 g/cm<sup>3</sup>, respectivamente. São definidos também como elementos químicos com números atômicos maiores do que o ferro e com densidade superior a 5 g/cm<sup>3</sup> (Cavalcanti, 2009).

Embora quantidades macro e micro de metais, como por exemplo o ferro, cromo, cobre, zinco e cobalto, sejam necessárias para o crescimento adequado dos organismos vivos, os mesmos metais podem ser tóxicos quando presentes em concentrações elevadas. Alguns metais são classificados como poluentes prioritários. Os poluentes prioritários são constituintes orgânicos e inorgânicos identificados pela *Environmental Protection Agency* (EPA) como carcinogênicos ou potencialmente carcinogênicos, mutagênicos, teratogênicos, ou altamente tóxicos, que devem ser regulamentados por padrões de descarga por categoria (Metcalf & Eddy, 2016).

A presença em águas naturais se dá pela dissolução dos metais quando há o contato com a rocha ou o solo. As fontes antropogênicas incluem as descargas oriundas de atividades comerciais e industriais. As fontes industriais mais comuns estão relacionadas aos efluentes e lodos metálicos das indústrias de galvanoplastia, onde se processam operações de eletrodeposição de metais pesados em acabamento de peças de materiais diversos. Outras fontes são as decapagens, anodizações, a fabricação de circuitos impressos e catalisadores de indústrias químicas e petroquímicas (Cavalcanti, 2009).

### **3.2.2.1.1. Cromo**

O cromo (Cr) é um metal pesado que, assim como outros metais, foi identificado pela EPA como poluente prioritário, tendo em vista sua natureza tóxica.

Os íons de cromo (Cr) ocorrem sob várias formas, como íon cromoso ( $\text{Cr}^{++}$ ), íon crômico ( $\text{Cr}^{+++}$ ), íon cromita ( $\text{CrO}_3^-$ ) ou ( $\text{CrO}_2^-$ ), íon cromato ( $\text{CrO}_4^-$ ) e como íon dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^-$ ). Na condição crômica ou cromita, o cromo é trivalente (Cr(III)), enquanto na forma de cromato ou dicromato o cromo é hexavalente (Cr(VI)). O cromo hexavalente pode ser reduzido a forma trivalente por calor, por matéria orgânica ou por agentes redutores (Cavalcanti, 2009).

A forma hexavalente é mais tóxica do que a trivalente, produz efeitos corrosivos no aparelho digestivo e nefrite (Piveli e Kato, 2006).

Os sais de cromo hexavalente são usados extensivamente na decapagem e galvanoplastia em acabamento de metais, na anodização do alumínio, na fabricação de tintas, pigmentos, explosivos, cerâmicas, papéis e muitas outras atividades.

A aplicação de cromo no processo de revestimento de superfícies é frequentemente chamada de cromeação, cromagem ou cromação. Inicialmente utilizava-se a cromeação unicamente com finalidades decorativas, entretanto, com o desenvolvimento da eletrodeposição, foram sendo descobertas as excelentes propriedades mecânicas do cromo, tais como dureza e resistência ao desgaste (Piveli, 1999).

Os despejos industriais contendo cromo devem ser tratados tendo em vista os riscos ambientais e o atendimento das legislações aplicáveis, como por exemplo, a Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a qual estabelece limites máximos de concentração de cromo trivalente e hexavalente como padrão de lançamento de efluentes em corpo receptor.

### 3.2.2.2 Dureza

A princípio, a dureza da água era entendida como sendo uma medida da capacidade da água para precipitar sabão, principalmente devido a presença de íons de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ). Em conformidade com a prática atual, a dureza total é definida como a soma das concentrações de cálcio e de magnésio, ambos expressos como carbonato de cálcio em miligramas por litro ( $\text{mg/L CaCO}_3$ ) (APHA, 2017).

A determinação da dureza pode ser feita por espectrofotometria de absorção atômica ou através de titulometria. A espectrofotometria é o método mais preciso porém o equipamento é caro e nem sempre está disponível em laboratórios com poucos recursos. O método titulométrico mais utilizado é a complexometria com ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) utilizando indicador metalocrômico (Piveli e Kato, 2006).

Os sólidos dissolvidos nas águas contribuem para a dureza, que pode ter origem natural ou antropogênica. Em águas naturais, a principal fonte de dureza é a passagem da água pelo solo e conseqüente dissolução da rocha calcárea pelo gás carbônico da água. A poluição das águas devido à atividade industrial é pouco significativa com relação à dureza, embora os compostos que a produzem sejam normalmente utilizados em fábricas. As águas tratadas em estações de tratamento convencionais apresentam geralmente dureza superior à das águas brutas devido ao uso de cal hidratada (Piveli e Kato, 2006).

Na Tabela 03, está apresentada uma das escalas de dureza utilizadas internacionalmente.

Tabela 03 – Classificação das águas quanto à dureza.

<b>mg/L <math>\text{CaCO}_3</math></b>	<b>Grau de dureza</b>
< 50	branda ou mole
51 – 100	moderadamente branda ou mole
101 - 150	levemente dura
151 - 250	moderadamente dura
251 - 350	dura
> 350	excessivamente dura

Fonte: adaptado de EPA (2001).

Os íons responsáveis pela dureza da água afetam o desempenho de tensoativos dos detergentes, reduzindo a formação de espuma e causado maior consumo de detergentes (Manahan, 2013).

Segundo Von Sperling (1996), há outras implicações da dureza nas águas de abastecimento como sabor desagradável, efeitos laxativos e incrustações em tubulações de aquecedores.

No que diz respeito ao uso industrial de água “dura”, o problema está relacionado à formação de depósitos minerais. Quando a água contendo íons cálcio e bicarbonato é aquecida, forma-se o carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) insolúvel e este produto forma incrustações em sistemas de água quente, entupindo tubulações e reduzindo sua eficiência térmica. Para a alimentação de caldeiras, sem dúvida a remoção da dureza é uma etapa essencial (Manahan, 2013).

Carrara (1997) estudou a viabilidade do reúso de águas residuárias oriundas de processo de galvanoplastia. O efluente tratado com hidróxido de cálcio ou cal hidratada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) apresentou dureza elevada e seu reúso no processo de eletrodeposição não foi recomendado, pois os íons de cálcio podem formar o sulfato de cálcio ( $\text{CaSO}_4$ ) pouco solúvel, que precipita contaminando o banho químico com partículas sólidas.

### **3.2.2.3 Surfactantes**

Surfactantes, ou agentes tensoativos, são grandes moléculas orgânicas levemente solúveis em água. Durante processos de aeração, estes compostos tendem a se manter na superfície das bolhas de ar provocando espumas. A formação de espumas ocorre em estações de tratamento de efluentes e na superfície de corpos hídricos onde efluentes são descartados (Metcalf & Eddy, 1991).

Os surfactantes estão presentes em água principalmente pelo descarte de esgoto doméstico, águas de lavagem industrial e provenientes de outras operações de limpeza que utilizam detergentes. Os agentes tensoativos são os principais componentes dos detergentes.

Segundo Piveli e Kato (2006), o esgoto sanitário possui de 3 a 6 mg/L de detergentes. As indústrias, incluindo as que produzem peças metálicas, empregam detergentes especiais no processo de desengraxe.

### **3.2.2.4 Fluoreto**

O flúor é o mais eletronegativo e reativo de todos os elementos químicos, contudo é encontrado na natureza somente na sua forma iônica, fluoreto ( $\text{F}^-$ ), combinado a metais ou ao hidrogênio (CETESB, 2014).

Segundo Piveli e Kato (2006), para a determinação do fluoreto podem ser utilizados métodos colorimétricos, método do reagente SPADNS (na presença de fluoreto forma um complexo avermelhado que pode ser determinado por espectrofotometria), e ainda o fluoreto pode ser determinado pelo método eletrométrico com eletrodo de íon seletivo para a determinação direta.

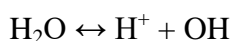
Raramente o fluoreto ocorre naturalmente, surgindo quase exclusivamente a partir da fluoretação no abastecimento público de água e oriundo de descargas industriais (EPA, 2001). Fluoretos são utilizados como inseticidas, como desinfetantes, na preservação da madeira, na indústria de vidros e esmaltes, em indústrias químicas e em tratamento de água (Cavalcanti, 2009). Diversos efluentes industriais possuem concentrações de fluoreto, dentre esses efluentes estão os gerados a partir do acabamento de metais e da galvanoplastia (Liu *et al.*, 2015).

### 3.2.2.5 *pH, acidez e alcalinidade*

Como a concentração da maior parte dos constituintes químicos é dependente da concentração de íons hidrogênio em solução, a concentração de íons hidrogênio é um importante parâmetro de qualidade das águas naturais e do esgoto (Metcalf & Eddy, 2016). A maneira usual de expressar a concentração de íons hidrogênio é na forma de pH (potencial hidrogeniônico), que é definido como o logaritmo negativo da concentração de íons hidrogênio:

$$\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$$

A concentração de íons hidrogênio está diretamente associada à extensão com a qual as moléculas de água se dissociam (Metcalf & Eddy, 2016). A água se dissociará em hidrogênio e íons hidroxila como segue:



A medição do pH é um dos testes mais importantes e frequentemente usados na química da água. São dependentes do pH, praticamente todas as fases de fornecimento de água e tratamento de águas residuais, por exemplo, neutralização ácido-base, precipitação, coagulação, desinfecção e controle de corrosão (APHA, 2017)

Para a determinação do pH geralmente utiliza-se o método eletrométrico, mais recomendável para aplicações em laboratório e para o controle dos sistemas de uma

maneira geral (Piveli e Kato, 2006). Consiste no uso de um equipamento medidor de pH (phmetro).

Para Cavalcanti (2009), em termos práticos o pH é a medida da acidez ou alcalinidade de uma água. O ajuste do pH é uma das formas de condicionamento de água residuais industriais de acordo com as finalidades requeridas à jusante.

A faixa de pH varia de 0 a 14 sendo:

- $\text{pH} < 7$ : condições ácidas;
- $\text{pH} = 7$ : neutralidade;
- $\text{pH} > 7$ : condições básicas ou alcalinas.

A acidez de uma solução pode ser definida como a sua capacidade de reagir quantitativamente com uma base forte até um valor de pH, enquanto que a alcalinidade de uma solução pode ser definida a sua capacidade de reagir quantitativamente com um ácido forte até um valor definido de pH (Piveli e Kato, 2006).

O gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), que dissolvido na água representa o ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), é um componente habitual da acidez das águas naturais.

A alcalinidade ocorre principalmente devido a presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, podendo existir também, em menores quantidades, boratos, silicatos e fosfatos, que variam em função da faixa de valores de pH. Em meios, com valores de pH maior que 9,4, são encontrados os hidróxidos e carbonatos, enquanto que na faixa de pH entre 9,4 e 8,3 tem-se presentes os carbonatos e bicarbonatos e no intervalo entre 8,3 e 4,5 são encontrados os bicarbonatos (Carrara, 1997). Fontes naturais incluem a dissolução de rochas.

Despejos industriais contendo ácidos minerais ou orgânicos são responsáveis pela origem antropogênica da acidez da água. A origem antropogênica da alcalinidade está associada a despejos contendo bases fortes como soda cáustica e cal hidratada (Piveli e Kato, 2006).

### **3.2.2.6 Cloreto**

Os cloretos ( $\text{Cl}^-$ ) em águas naturais são advindos da dissolução de sais durante lixiviação de rochas e solos e em áreas costeiras originam-se da intrusão salina. O esgoto doméstico constitui-se em fonte de cloreto, já que uma pessoa expele aproximadamente 6 g de cloreto por dia (Metcalf & Eddy, 2016).



Em indústrias de galvanoplastia, na eletrodeposição do zinco são utilizadas algumas substâncias tais como o cloreto de potássio, cloreto de zinco e ácido bórico (Carrara, 1997).

De acordo com Piveli e Kato (2006), diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas, como os da indústria de petróleo, algumas indústrias farmacêuticas e curtumes. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água. O cloreto constitui-se em um padrão de potabilidade da água para abastecimento público, provoca sabor salgado na água, especialmente concentrações de cloreto de sódio. No campo das instalações, o cloreto provoca corrosão em estruturas metálicas. Os cloretos são muito estáveis, não sendo removidos em estações convencionais de tratamento de águas. Sua remoção exige processos especiais como os de separação por membranas, destilação e processos baseados em troca iônica, sendo que geralmente tais processos são empregados no tratamento de águas que abastecem algumas modalidades de indústrias exigentes em termos de qualidade da água (Piveli e Kato, 2006).

### **3.2.2.7 Cianeto**

Segundo APHA (2017), o termo cianeto refere-se a todos os grupos CN presentes em compostos de cianeto e que podem ser determinados como íon  $\text{CN}^-$ .

Os compostos de cianeto comumente encontrados no ambiente são o cianeto de hidrogênio (HCN) e dois de seus sais, cianeto de sódio (NaCN) e cianeto de potássio (KCN). O HCN é um líquido ou gás incolor ou azul pálido, enquanto que o cianeto de sódio e o cianeto de potássio são sólidos solúveis em água. Os glicosídeos cianogênicos são compostos de cianeto produzidos naturalmente por várias plantas e quando são hidrolisados ou digeridos, formam cianeto de hidrogênio. Os cianetos formam complexos fortes com vários metais, como por exemplo, o ferro, formando o ferrocianeto. O cianeto pode ser encontrado naturalmente em baixas concentrações no solo, água e vegetais, como a mandioca brava. As principais fontes de emissão antropogênica são mineração, indústrias químicas, de processamento de metais e exaustão veicular. Os cianetos são usados em galvanoplastia, extração de ouro e prata, limpeza de metais, na produção de fibras sintéticas, corantes, pigmentos e nylon, como reagente em química analítica, agente de fumigação e gaseificação do carvão (CETESB, 2017).

O cianeto é extremamente tóxico para os seres humanos. A exposição inalatória crônica de humanos ao cianeto resulta principalmente em efeitos no sistema nervoso

central. Outros efeitos em humanos incluem alterações cardiovasculares e respiratórias, aumento da glândula tireóide e irritação nos olhos e na pele (EPA, 2000).

Diferentes métodos para remoção de cianetos, em soluções aquosas, podem ser aplicados. A maioria deles é baseado em processos de oxidação química utilizando como oxidantes o cloro, o permanganato de potássio, o peróxido de hidrogênio e o ozônio (Carrara, 1997).

### **3.3 Poluição e padrões de qualidade das águas**

Entende-se por poluição das águas a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos (Von Sperling, 2007).

Atualmente, os seres humanos, bem como os demais seres vivos se defrontam com vários problemas de poluição das águas, sendo alguns destes bastante antigos como é o caso da contaminação da água por organismos patogênicos, substâncias consumidoras de oxigênio e nutrientes, além dos problemas mais recentes, que se referem à poluição por defensivos agrícolas, metais pesados, óleos, sedimentos, substâncias radioativas e calor. A isto, deve ser associada a infinidade de novos compostos químicos produzidos e utilizados nos dias atuais, para a maioria dos quais não se tem ideia dos problemas ambientais que podem ser causados devido à interação entre duas ou mais destas substâncias, quando as mesmas estão presentes no meio ambiente (Hespanhol apud Mierzwa, 2002).

As indústrias compartilham da responsabilidade pelos processos de poluição hídrica, devido à utilização da água como recurso para suas atividades e também devido à contaminação dos recursos hídricos, causada pelas substâncias tóxicas presentes nos seus efluentes.

Diante do cenário de demanda de água para o desenvolvimento de diversas atividades humanas e devido à poluição hídrica, tornou-se necessário o estabelecimento de requisitos legais e normativos que disciplinassem a utilização dos recursos hídricos pelos diversos segmentos da sociedade.

De acordo com Mierzwa (2002), a nossa legislação, desde a sua implantação, tem como principal objetivo minimizar os problemas de poluição, causados ao meio ambiente, devido à emissão de efluentes para os corpos receptores. As normas desenvolvidas incorporam o conceito conhecido como “comando e controle”, ou seja, órgãos federais e estaduais estabelecem padrões de qualidade para os recursos hídricos, bem como os

padrões para a emissão de efluentes, os quais devem ser seguidos pelas indústrias e demais ramos de atividade, quando aplicáveis, sendo posteriormente feita uma fiscalização para verificar se as regras estabelecidas estão sendo cumpridas.

Quanto à classificação dos recursos hídricos, tanto a nível federal quanto estadual, existem leis que estabelecem critérios de classificação de acordo com as características físicas, químicas e biológicas e ao uso a que se destinam. Da mesma forma, há o estabelecimento de padrões para o lançamento de efluentes.

No âmbito federal, uma norma que deve ser destacada é a Resolução do CONAMA nº 357/2005, que trata da classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de qualidade das águas.

De acordo com esta resolução, as águas em todo o território brasileiro são classificadas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade, conforme apresentado na Tabela 04.

Tabela 04 – Classificação dos corpos d'água.

<b>Águas doces</b>	
<b>Classe</b>	<b>Principais usos</b>
Classe especial	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) abastecimento para consumo humano, com desinfecção</li> <li>b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas</li> <li>c) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral</li> </ul>
Classe 1	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado</li> <li>b) proteção das comunidades aquáticas</li> <li>c) recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho</li> <li>d) irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película</li> <li>e) proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas</li> </ul>
Classe 2	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional</li> <li>b) proteção das comunidades aquáticas</li> <li>c) recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho</li> <li>d) irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto</li> <li>e) aquicultura e atividade de pesca</li> </ul>

*continua*

Tabela 04 – Classificação dos corpos d'água. (*continuação*)

<b>Águas doces</b>	
<b>Classe</b>	<b>Principais usos</b>
Classe 3	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado b) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras c) pesca amadora d) recreação de contato secundário e) dessedentação de animais
Classe 4	a) navegação b) à harmonia paisagística
<b>Águas salinas</b>	
<b>Classe</b>	<b>Principais usos</b>
Classe especial	a) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas
Classe 1	a) recreação de contato primário b) proteção das comunidades aquáticas c) aquicultura e à atividade de pesca
Classe 2	a) pesca amadora b) recreação de contato secundário
Classe 3	a) navegação b) harmonia paisagística
<b>Águas salobras</b>	
<b>Classe</b>	<b>Principais usos</b>
Classe especial	a) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas
Classe 1	a) recreação de contato primário b) proteção das comunidades aquáticas c) aquicultura e à atividade de pesca d) abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado e) irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.
Classe 2	a) pesca amadora b) recreação de contato secundário
Classe 3	a) navegação b) harmonia paisagística

Fonte: Resolução CONAMA nº 357/2005.

Os padrões de qualidade das águas determinados nesta resolução estabelecem limites individuais para várias substâncias em cada classe.

Ainda no nível federal, a Resolução do CONAMA nº 430/2011 dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpos d'água receptores. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta resolução e em outras normas aplicáveis. Há uma seção específica para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário.

No âmbito estadual, em função da sua vocação industrial, pode-se dizer que o estado de São Paulo foi o precursor do estabelecimento de normas específicas para o controle da poluição do meio ambiente, devendo-se destacar a Lei nº 997/1976, regulamentada pelo Decreto nº 8.468/1976, na qual é atribuída à CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) a responsabilidade pela elaboração de normas, especificações e instruções técnicas relativas ao controle da poluição, fiscalização das emissões de poluentes feitas por entidades públicas e particulares, entre outras (Mierzwa, 2002).

O decreto supracitado trata da classificação das águas do estado de São Paulo, segundo os seguintes usos preponderantes:

- Classe 1: águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;
- Classe 2: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho);
- Classe 3: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e a dessedentação de animais;
- Classe 4: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento avançado, ou a navegação, à harmonia paisagística, ao abastecimento industrial, à irrigação e a usos menos exigentes.

Também são estabelecidos, neste decreto, os critérios a serem obedecidos para o lançamento de efluentes em coleções de água (artigo 18) e para o lançamento em sistemas

de coleta e tratamento de esgoto sanitário (artigo 19-A). É estabelecido ainda que, onde houver sistema público de esgoto, em condições de atendimento, os efluentes de qualquer fonte poluidora deverão ser nele lançados, desde que atendam aos critérios (condições, parâmetros e padrões estabelecidos).

No parágrafo seguinte é feita uma transcrição do artigo 19-A, referente às condições, parâmetros e padrões de lançamento de efluentes em sistemas de coleta e tratamento de esgoto:

*Art. 19-A - Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados em sistema de esgotos, provido de tratamento com capacidade e de tipo adequados, conforme previsto no § 4º deste artigo se obedecerem às seguintes condições:*

*I - pH entre 6,0 (seis inteiros) e 10,0 (dez inteiros);*

*II - temperatura inferior a 40° C (quarenta graus Celsius);*

*III - materiais sedimentáveis até 20 ml/l (vinte mililitros por litro) em teste de 1 (uma) hora em "cone Imhoff";*

*IV - ausência de óleo e graxas visíveis e concentração máxima de 150 mg/l (cento e cinquenta miligramas por litro) de substâncias solúveis em hexano;*

*V - ausência de solventes gasolina, óleos leves e substâncias explosivas ou inflamáveis em geral;*

*VI - ausência de despejos que causem ou possam causar obstrução das canalizações ou qualquer interferência na operação do sistema de esgotos;*

*VII - ausência de qualquer substância em concentrações potencialmente tóxicas a processos biológicos de tratamento de esgotos;*

*VIII - concentrações máximas dos seguintes elementos, conjuntos de elementos ou substâncias:*

*a) arsênico, cádmio, chumbo, cobre, cromo hexavalente, mercúrio, prata e selênio - 1,5 mg/l (um e meio miligrama por litro) de cada elemento sujeitas à restrição da alínea e deste inciso;*

*b) cromo total e zinco 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro) de cada elemento, sujeitas ainda à restrição da alínea e deste inciso;*

*c) estanho - 4,0 mg/l (quatro miligramas por litro) sujeita ainda à restrição da alínea e deste inciso;*

*d) níquel - 2,0 mg/l (dois miligramas por litro), sujeita ainda à restrição da alínea e deste inciso;*

*e) todos os elementos constantes das alíneas "a" a "d" deste inciso, excetuando o cromo hexavalente - total de 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);*

*f) cianeto - 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);*

*g) fenol - 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);*

*h) ferro solúvel - (Fe<sup>2+</sup> + ) -15,0 mg/l (quinze miligramas por litro);*

*i) fluoreto -10,0 mg/l (dez miligramas por litro);*

*j) sulfeto -1,0 mg/l (um miligrama por litro);*

*l) sulfato -1000 mg/l (mil miligramas por litro).*

*IX - regime de lançamento contínuo de 24 (vinte e quatro) horas por dia, com vazão máxima de até 1,5 (uma vez e meia) a vazão diária;*

*X - ausência de águas pluviais em qualquer quantidade.*

Os efluentes líquidos, excetuados os de origem sanitária, lançados nos sistemas públicos de coleta de esgoto, estão sujeitos a pré-tratamento que os enquadre nos padrões estabelecidos no artigo 19-A deste regulamento.

Deve-se observar que a legislação do estado de São Paulo, além de abordar o lançamento de efluentes para os corpos d'água, também aborda a questão do lançamento de efluentes para os sistemas de coleta e tratamento de esgoto, o que não é verificado na legislação federal equivalente.

### 3.4 Processos de tratamento de superfícies

#### 3.4.1 Corrosão

A deterioração de materiais metálicos e não metálicos por ação química e/ou eletroquímica do meio ambiente é definida como corrosão. A interação entre o material e o seu meio operacional representa alterações e desgastes e, como consequência, modificações estruturais que afetam as suas durabilidades e seus desempenhos (Gentil, 2003).

Todos os metais estão sujeitos ao ataque corrosivo, se o meio for agressivo aos mesmos. O ouro e a platina são praticamente inatacáveis nos meios comuns, mas não são resistentes à ação do ácido clorídrico e ao ácido nítrico, por exemplo. O aço inoxidável AISI 304, embora sendo resistente a vários meios, sofre corrosão localizada em presença do íon cloreto, enquanto que o alumínio é rapidamente corroído em presença de mercúrio ou de seus sais (Carrara, 1997).

A corrosão é, em geral, um processo natural espontâneo e, sendo uma reação de superfície, faz supor que ela possa ser controlada pelo produto da corrosão. O composto metálico formado na superfície pode agir como uma barreira entre o meio corrosivo e o metal, diminuindo a velocidade de corrosão. A boa resistência à corrosão, da maioria dos mais comuns metais não-ferrosos, é devida à formação de uma película, normalmente invisível, impermeável, contínua e insolúvel. Essas películas se originam de transformações químicas em meios atmosféricos convencionais e resultam em compostos que aderem à superfície do metal base. Como por exemplo, no alumínio há a formação natural de uma película de óxido de alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) na superfície protegendo-o em meios menos agressivos, já no aço inoxidável há a formação natural de uma película de óxido de cromo ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ) na superfície protegendo-o do meio ambiente. Porém, ele é facilmente atacado por cloretos (ex. NaCl), sofrendo corrosão localizada (Nogueira, 2006).

Os metais tendem a retornar a sua condição de estabilidade e, sendo assim, o produto de corrosão de um metal vai ser bem semelhante ao minério do qual é originalmente extraído, obedecendo ao ciclo dos metais (Gentil, 2003).

O ciclo dos metais (Figura 01) demonstra que a corrosão é o retorno para o estado de metal composto muito similar ou idêntico ao minério correspondente. Normalmente o material metálico isolado está num estado de energia muito mais elevado do que no minério correspondente. A corrosão é, portanto, um regresso a estados mais baixos de



energia pelas reações com o meio ambiente, tendendo para formas combinadas como óxidos, hidróxidos, carbonatos, silicatos, sulfetos e sulfatos (Sica, 2006).

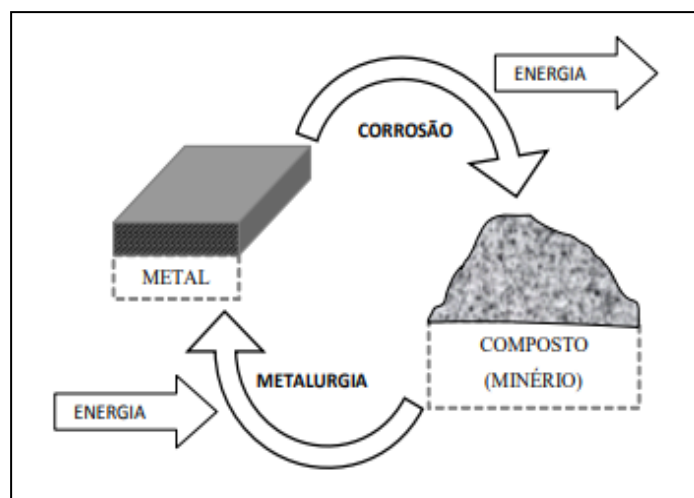


Figura 01 - Processo de degradação dos metais, denominado ciclo dos metais.  
Fonte: Sica (2006).

A corrosão dos metais pode se apresentar de diversas maneiras, sendo que a identificação do tipo de corrosão, associada ao tipo e condições de uso do material, ajuda a determinar a causa da corrosão e a desenvolver mecanismos de controle para que as propriedades requeridas do material sejam alcançadas e mantidas.

### 3.4.2 *Tratamento de superfícies e a indústria de galvanoplastia*

Dentre as medidas práticas mais usadas para o combate à corrosão de metais, tem-se o tratamento das superfícies com o emprego de revestimentos protetores. O tratamento de superfícies, que inclui pinturas protetivas e os processos de galvanoplastia, é fundamental para uma série de produtos, máquinas, equipamentos e instalações industriais.

A galvanoplastia é um ramo da indústria metal-mecânica dedicada ao tratamento de superfícies metálicas ou plásticas com diversos elementos, como: cádmio, cobre, níquel, estanho, ouro, prata, cromo ou zinco, mediante processos químicos ou eletrolíticos (Pasqualini, 2004). Seu objetivo principal é proteger ou decorar materiais e metais menos nobres ou sensíveis à oxidação.

Além do objetivo anteriormente citado, o processo de galvanoplastia também atende a muitas necessidades especiais da engenharia industrial, tais como: alívio de

tensões em determinadas peças, maleabilidade, resistência ao calor, capacidade de estampagem, etc (Piveli, 1999).

Na galvanoplastia, a deposição de metais por processos eletroquímicos é chamada de eletrodeposição. A eletrodeposição é um processo comumente utilizado, pois se consegue revestimento muito fino e, relativamente, livre de poros. Como uma camada bem fina já se consegue adequada proteção, esse processo é importante economicamente, pois o metal eletrodepositado pode ser caro. Utiliza-se, normalmente, a eletrodeposição para revestimentos com ouro, prata, cobre, estanho, níquel, cádmio, cromo e zinco. Neste processo, o material a ser protegido é colocado como cátodo de uma cuba eletrolítica, onde o eletrólito contém sal do metal a ser usado no revestimento, o anodo será o metal a ser depositado. A espessura da película e suas propriedades dependem da densidade de corrente aplicada, concentração de sais, temperatura do banho, presença de aditivos e natureza do metal base (cátodo) (Nogueira, 2006).

Na etapa de eletrodeposição, além de metais pesados, podem ser utilizados banhos que contêm cianetos. Cianeto de sódio ou de potássio, cianeto de cobre e cianeto de prata são frequentemente utilizados nos processos, porque formam complexos metálicos muito estáveis, além de exercerem importante papel desengraxante nas peças submetidas à eletrodeposição, pois o pH dos banhos cianídricos está entre 12 e 13 (Barros, 2016).

Os revestimentos não-metálicos inorgânicos são aqueles constituídos de compostos inorgânicos que são depositados diretamente na superfície metálica ou formados sobre essa superfície. Os revestimentos não-metálicos formados diretamente na superfície do metal base são obtidos por reações químicas ou eletroquímicas entre o material desta superfície e o meio adequado. Uma vez formados, os produtos resultantes destas reações protegem o material metálico contra posterior ação corrosiva. Os processos mais importantes para obtenção de revestimentos inorgânicos são: anodização, fosfatização e cromatização (Nogueira, 2006).

Nos processos de cromatização e fosfatização, acontecem reações de conversão química que não envolvem o uso de corrente elétrica. Neste caso, a formação da camada protetora ocorre simplesmente pela reação química da superfície entre o substrato e a solução envolvente (Nogueira, 2006).

A fosfatização é um processo que permite a aplicação de camada de fosfato sobre vários materiais como: ferro, zinco, alumínio e magnésio, por *spray* ou por imersão do metal em banho fosfatizante. Na prática esse processo é mais empregado no aço (Nogueira, 2006).

Dá-se o nome de cromatização ao processo no qual o revestimento obtido é produzido em soluções contendo cromatos ou ácido crômico. Este revestimento pode ser feito sobre o metal ou sobre camadas de óxidos ou de fosfatos. No primeiro caso, o objetivo é aumentar a resistência à corrosão ou melhorar a aderência de tintas sobre materiais metálicos como alumínio e magnésio. No segundo caso, é utilizado como vedante de poros suplementando a proteção dada pelas camadas de óxidos ou fosfatos obtidos, respectivamente, por anodização ou fosfatização (Nogueira, 2006).

A anodização é um processo de oxidação eletrolítica onde o material metálico a ser protegido é o ânodo em uma cuba eletrolítica. Consiste em aumentar a espessura do óxido protetor, sendo um processo usado mais frequentemente para o alumínio. Neste tratamento de superfície, a peça de alumínio é conectada ao polo negativo de um transformador-retificador (ânodo) e o polo positivo (cátodo) pode ser o próprio tanque (Nogueira, 2006).

Piveli (1999) classifica as indústrias de galvanoplastias em três segmentos: grandes indústrias cativas, pequenas indústrias cativas e indústrias de serviços. As grandes indústrias cativas são, normalmente, divisões de empresas maiores cujos produtos requerem artigos revestidos, como por exemplo, indústrias automobilísticas, indústrias aeronáuticas, produtoras de eletrodomésticos, destacando-se por suas dimensões, produção e consumo de produtos químicos. As pequenas indústrias cativas são dimensões menores das grandes indústrias e servem para suprir o fornecimento de determinadas peças necessárias ao produto principal, sendo exemplo deste tipo de indústria as fábricas de máquinas operatrizes. As indústrias de serviços, conforme o próprio nome diz, são prestadores de serviços à base de contratos, e são preparadas para servir uma grande variedade de indústrias incluindo as pequenas indústrias cativas quando estas, perceberem ser impraticável manter as suas próprias unidades.

Dentre as indústrias que, geralmente, necessitam de linhas de galvanoplastia em suas atividades, destacam-se:

- Eletrodomésticos;
- Materiais de acabamento para a construção civil;
- Automobilística;
- Aeronáutica;
- Elétrica;
- Equipamentos eletrônicos;
- Móveis.

### **3.4.2.1 Etapas básicas do processo de galvanoplastia**

De modo geral, as etapas básicas envolvidas no processo de galvanoplastia são divididas em: pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento.

No pré-tratamento ocorre à preparação da superfície da peça para garantir uma superfície isenta de gorduras, sujeiras e óxidos. Para a limpeza das peças, utilizam-se operações de desengraxamento e/ou decapagem.

O desengraxamento remove os filmes e agregados de substâncias oleosas, que se encontram aderidos à superfície das peças e, para isso, quatro variáveis são fundamentais: a concentração da solução desengraxante, o tempo, a temperatura e a ação mecânica (Gentil, 1987). Pivelli (1999) lista os seguintes tipos de desengraxantes utilizados: solventes orgânicos, soluções alcalinas, emulsionantes e eletrolíticos. A operação de desengraxe deve ser seguida de lavagem com água para evitar a contaminação dos banhos seguintes (Carrara, 1997).

A decapagem ácida de materiais tem o objetivo de remover óxidos pesados, produtos de corrosão e descoloração das peças por tratamento térmico. Pode ser realizada por imersão em várias combinações de ácidos sulfúrico, nítrico, fluorídrico e crômico. Tais tratamentos geralmente deixam a superfície quimicamente limpa e pronta para o processamento seguinte (Groshart, 2000).

Na etapa de tratamento a peça é submetida a um ou mais banhos para obter a camada de revestimento, cujo processo irá depender das características necessárias à sua futura utilização. Dentre os processos de tratamento têm-se, anodização, cromação, fosfatização, etc.

Na etapa de tratamento, após cada um dos banhos químicos ou eletrolíticos, um pouco do líquido permanecerá sobre a peça, da qual precisa ser removido para não afetar as etapas subsequentes do processamento. Utiliza-se a lavagem com água para tal finalidade e, em alguns casos, quando se trata de líquidos com reações diferentes, emprega-se a neutralização, sempre com o objetivo de se evitar contaminar as soluções das diversas etapas do processamento, que poderia levar a produção de peças com baixa qualidade de revestimento metálico (Piveli, 1999).

O pós-tratamento consiste em um processo de lavagem com água fria ou quente, secagem em centrífuga, estufa ou jatos de ar, banho de óleo para embalagem, proteção e pintura ou envernizamento (CRQ, 2018).

Na indústria de acabamento de metal, a água potável é geralmente usada durante os enxágues de solventes orgânicos, soluções alcalinas e ácidas, enquanto a água

desmineralizada é empregada durante o enxágue da eletrodeposição e enxágue final. As águas nos banhos de enxágue tornam-se contaminadas devido ao acúmulo de contaminantes de repetidos ciclos de produção. Os contaminantes podem incluir óleo, graxa e outros compostos orgânicos, metais pesados como cromo, cobre, zinco, chumbo, níquel e ferro, bem como outros cátions e ânions, dependendo do processo de limpeza ou revestimento (Qin *et al.*, 2002).

Na Figura 02 está apresentado um fluxograma das etapas básicas de um processo convencional de galvanoplastia com indicação dos processos onde, geralmente, há o uso de água potável ou água desmineralizada para enxágues de peças.

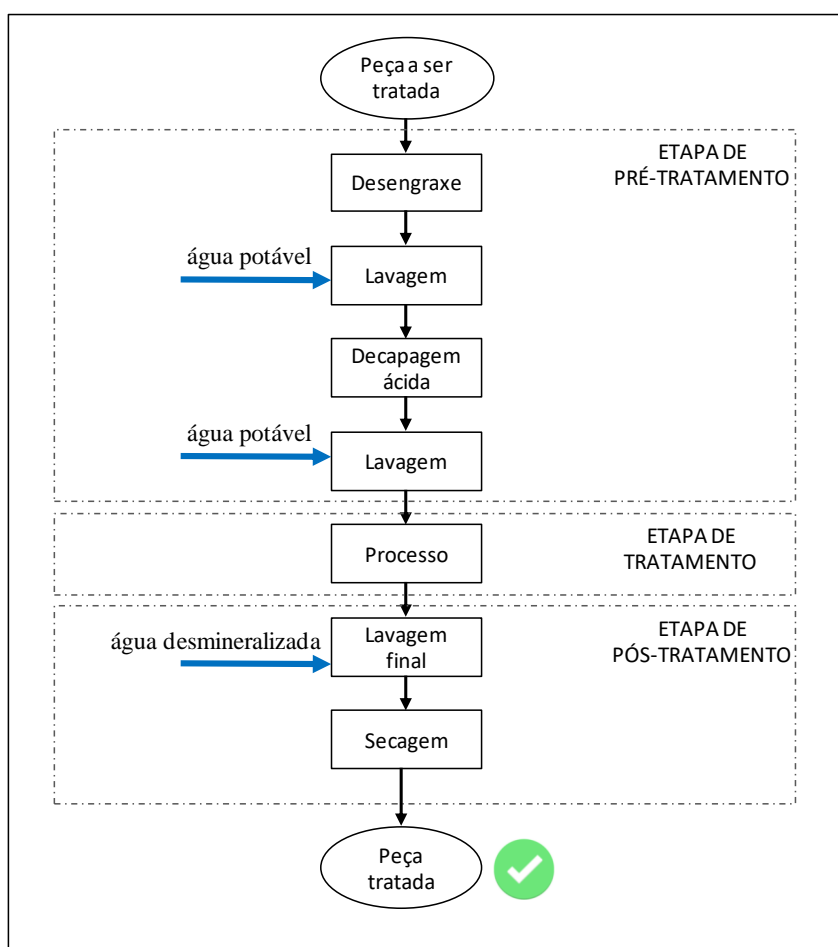


Figura 02 – Etapas básicas do processo de galvanoplastia e pontos de uso de água para enxágues.

Quanto ao uso da água como insumo nas soluções dos banhos de eletrodeposição, Carrara (1997) cita que não é recomendável, de um modo geral, o uso de águas com dureza elevada. A principal fonte de contaminação de íons de cálcio é a utilização de águas duras. Quando presentes formam o sulfato de cálcio, pouco solúvel, que precipita, contaminando

o banho com partículas sólidas. A restrição do uso da água com dureza elevada se estende para todo o processo de pré-tratamento, para não ocorrer contaminação por arraste.

### 3.4.3 Origem e características dos efluentes da galvanoplastia

Os processos das indústrias de tratamento de superfícies geram vários tipos de aspectos ambientais, incluindo os efluentes dos banhos químicos e eletroquímicos, das soluções de limpeza, das águas de lavagem, os resíduos sólidos diversos, os solventes e as emissões atmosféricas.

Na Figura 03 estão apresentadas as etapas básicas de um processo convencional de galvanoplastia, pontos de uso da água para enxágues, bem como indicação de pontos com potencial de geração de resíduos sólidos, emissões e efluentes.

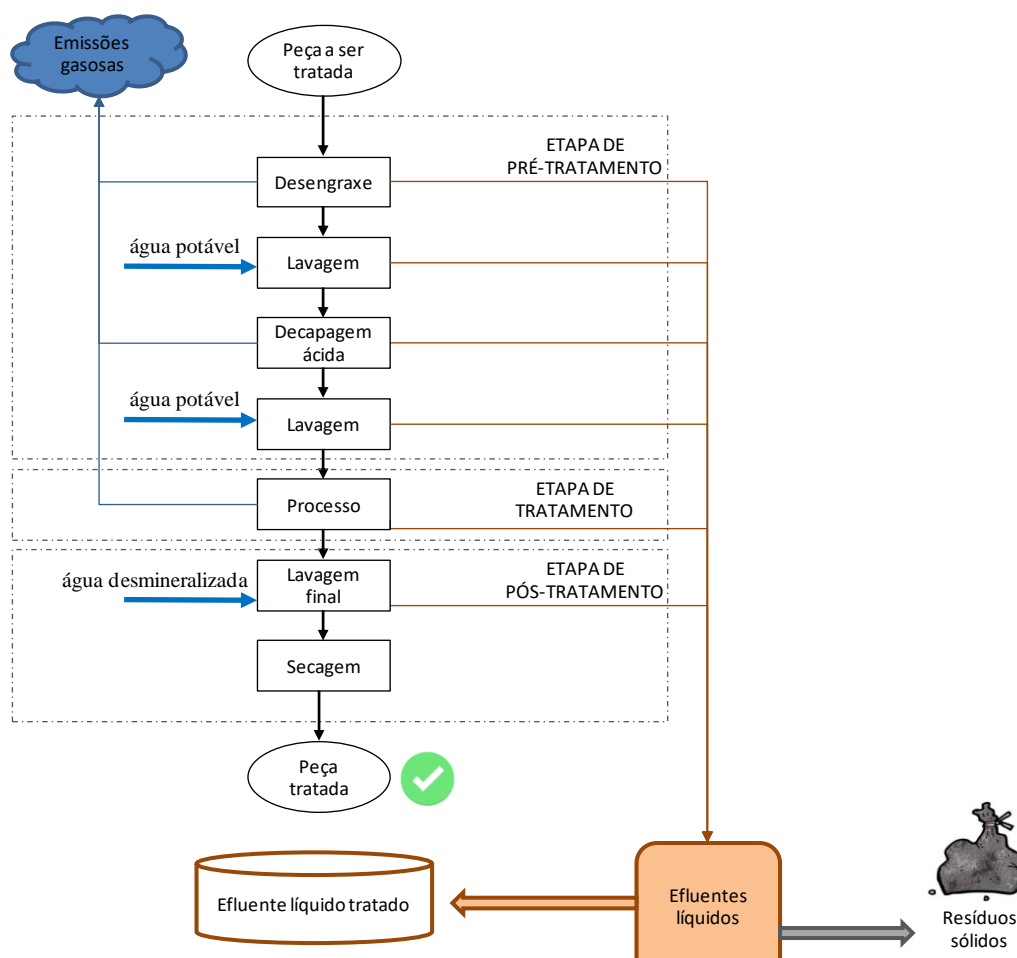


Figura 03 - Processo clássico de galvanoplastia com indicação de pontos com potencial de geração de resíduos sólidos, emissões e efluentes.

Fonte: adaptado de Riani (2008).

A técnica de galvanoplastia consiste, basicamente, em submeter peças, previamente limpas, a banhos químicos ou eletrolíticos, seguidos de enxágues com água para limpeza. Os efluentes oriundos das linhas produtivas de galvanoplastias se originam de uma série de operações resultantes das etapas de preparação de peças (pré-tratamento), revestimento da superfície das peças (tratamento) e lavagem final (pós-tratamento).

Os principais contribuintes ao efluente final de uma galvanoplastia são:

- Os extravasores dos tanques de preparação (desengraxe e decapagem), dos tanques dos banhos eletrolíticos e químicos, e dos tanques de lavagem das superfícies metálicas das peças;
- As descargas de fundo dos tanques para renovação completa dos banhos de preparação (desengraxe e decapagem), eletrolíticos e químicos, e tanques de lavagem das superfícies metálicas das peças. A descarga completa também pode ocorrer em função da necessidade de manutenção nos tanques;
- Os respingos das peças durante a retirada e transferência de um tanque para outro;
- Limpezas dos tanques;
- Vazamentos de tanques e tubulações.
- As descargas dos sistemas de controle da poluição atmosférica por via úmida.

Em função dos produtos químicos utilizados, as galvanoplastias geram, e podem lançar ao meio ambiente, poluentes perigosos. Na Tabela 05, estão apresentados, de uma forma geral, alguns dos componentes dos efluentes de uma galvanoplastia e suas respectivas concentrações.

Tabela 05 – Contaminantes em efluentes de galvanoplastias.

<b>Contaminantes</b>	<b>Concentração (mg/L)</b>
Cianetos nos resíduos alcalinos	20 – 30
Cromo hexavalente	50 - 500
Cromo trivalente	30 – 60
Cobre	12 – 330
Ferro	02 – 20
Níquel	0 – 25
Zinco	0 - 80

Fonte: Braile *et al* apud Rocha (1982).

Adakole & Abolude (2009) estudaram as características físico-químicas de efluentes oriundos de processos químicos e eletroquímicos de uma indústria de tratamento de superfícies. Os resultados de alguns parâmetros, estudados em um período de dois anos, estão apresentados na Tabela 06.

Tabela 06 – Características físico-químicas de efluentes de uma indústria de tratamento de superfícies.

Parâmetros	Resultados		
	Mínimo	Máximo	Média
pH	1,70	11,80	4,50
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	700,00	10650,00	6715,00
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	745,00	14150,00	4348,00
Dureza total (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	144,00	1892,00	722,00

Fonte: adaptado de Adakole & Abolude (2009)

De acordo com Schoeman *et al* (1992), aproximadamente 90% da água requerida no processo de galvanoplastia é para lavagens. Desta forma, pode-se inferir que 90% dos efluentes gerados são oriundos de banhos de lavagem.

#### **3.4.4 Sistema convencional de tratamento de efluentes da galvanoplastia**

Devido à natureza altamente perigosa dos resíduos sólidos e líquidos gerados pela indústria de revestimentos de metais, e restrições relacionadas a limites de descarga, as medidas de prevenção da poluição tornam-se ferramentas importantes para alcançar melhorias ambientais e econômicas dentro da indústria (Daylan *et al.*, 2013).

O tratamento convencional de efluentes da indústria de galvanoplastia é geralmente baseado no tratamento físico-químico (Petrinic *et al.*, 2015). O tratamento físico-químico é eficaz e, de longe, o processo mais amplamente utilizado para o tratamento de águas residuais na indústria de galvanoplastia, porque é relativamente simples e barato de implementar e operar. O tratamento físico-químico tem os seguintes objetivos: remoção de cianetos, remoção de cromo, remoção de outros metais presentes, óleos e graxas e neutralização.

Para efeito de segregação de efluentes e encaminhamento para o tratamento, Pivelli (1999) sugere a classificação dos efluentes nas seguintes categorias:



- Despejos ácidos isentos de cromo, mas contendo outros metais (cobre, cádmio, níquel, zinco, etc);
- Despejos ácidos contendo cromo;
- Despejos alcalinos isentos de cianetos;
- Despejos alcalinos contendo cianetos.

Os despejos ácidos são normalmente constituídos de soluções de ácido sulfúrico, clorídrico, nítrico e fluorídrico, além dos respectivos sais e dos banhos eletrolíticos essencialmente ácidos, cujos valores de pH estão frequentemente abaixo de 2 (Piveli, 1999).

As águas predominantemente alcalinas são habitualmente constituídas de sais de sódio, zinco, potássio, hidróxidos de sódio e potássio e de detergentes sintéticos. Os valores de pH apresentam-se acima de 10 (Piveli, 1999).

Comumente, os efluentes gerados são separados também em função da concentração de substâncias, ou seja, há a segregação de efluentes concentrados (como por exemplo, os banhos eletrolíticos ou de decapagem), dos efluentes diluídos (constituídos por águas de lavagem de peças, lavadores de gases, etc).

O tratamento de efluentes contendo cianetos pode ocorrer por diversos métodos, mas Piveli (1999) cita que o método de tratamento mais utilizado é a oxidação com cloro em solução alcalina, o qual é capaz de reduzir a concentração final a menos de 1mg/L. Este método envolve a adição de gás cloro, por meio de um clorador comercial, por via úmida.

Dentre as tecnologias disponíveis para a remoção de metais pesados de efluentes, a precipitação química é a mais comumente utilizada para a maioria dos metais, os quais podem ser precipitados como hidróxidos (OH<sup>-</sup>) ou sulfetos (S<sup>2-</sup>) (Metcalf & Eddy, 2016).

No tratamento de efluentes da galvanoplastia contendo metais pesados, durante os processos de precipitação, produtos químicos são usados para reagir com compostos indesejados para formar precipitados insolúveis (Fu e Wang apud Petrinic *et al*, 2015). A remoção de metais pesados dos efluentes é feita por meio de procedimentos de ajustes de pH, com ácido ou álcali, de forma a diminuir a solubilidade de metais dissolvidos no efluente e conseqüentemente precipitar os metais sob a forma de hidróxidos metálicos. O valor do pH para a solubilidade mínima varia com o metal em consideração. Cada metal possui pH ótimo de solubilidade, sendo possível fazer sucessivas precipitações seletivas (Cavalcanti, 2009).

Na Figura 04, apresentada por Cavalcanti (2009), está ilustrado como a solubilidade de um determinado metal pesado é diretamente controlada pelo pH. Níquel e cádmio precipitam muito bem em pH entre 10 e 11. Em pH variando de 8 a 9, o hidróxido de cromo é praticamente insolúvel.

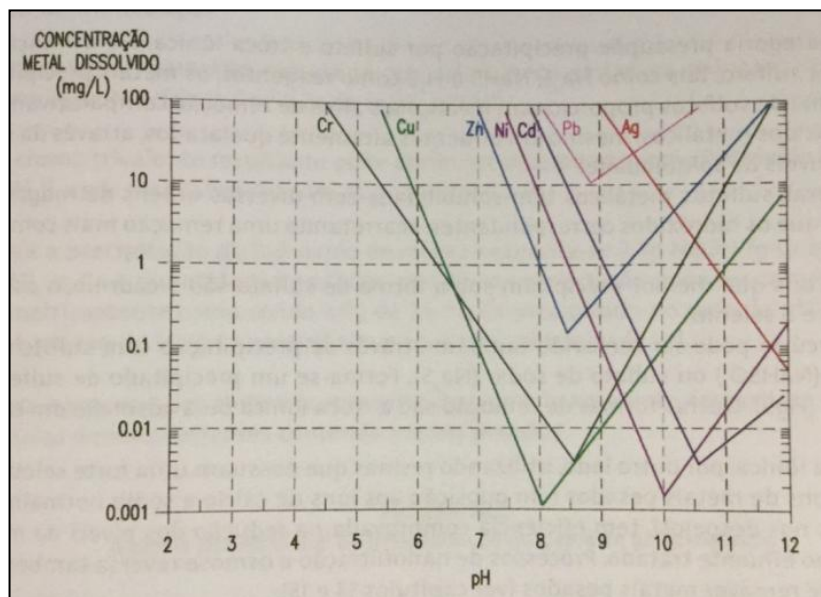


Figura 04 - Solubilidade de alguns metais em função do pH.

Fonte: Cavalcanti (2009).

Segundo Cavalcanti (2009) há casos frequentes de precipitação de metais sob a forma de hidróxidos em que não se atingem os níveis exigidos pela legislação, quanto aos padrões de emissão, e isso se deve ao fato de muitas plantas de galvanoplastia conterem compostos que interagem com metais dissolvidos e interferem na sua precipitação como hidróxidos metálicos. Compostos como cianeto, amônia, fosfatos e EDTA (ácido etilenodiaminotetracético) são comumente utilizados em acabamento de metais e a presença destes inibe a precipitação dos metais, limitando sua remoção do efluente. Para estes casos, Cavalcanti (2009) cita a remoção do metal da solução usando método que, ao contrário da precipitação, é relativamente imune aos efeitos quelantes destes compostos, como por exemplo, precipitação por sulfeto e troca iônica. Devido a fatores que podem impactar na eficiência da precipitação de metais, devem ser efetuados estudos de bancada em laboratórios ou estudos-piloto (Metcalf & Eddy, 2016).

De acordo com Scarazzato *et al* (2017), alguns fatores têm contribuído para o desenvolvimento de novas tecnologias relacionadas ao tratamento de efluentes da galvanoplastia. Esses fatores incluem maiores restrições de leis ambientais, as questões

econômicas relacionadas ao desperdício de materiais e a necessidade de reutilizar a água devido a ameaças globais de escassez. Nas últimas décadas, os processos de separação por membrana foram modificados e melhorados para o seu uso no tratamento de diferentes efluentes.

A tecnologia de separação por membranas, utilizada como único método de tratamento de efluentes da galvanoplastia, pode remover íons de metais pesados com alta eficiência. No entanto, envolve altos custos, complexidades de processo, incrustações de membrana e baixo fluxo de permeado, o que limita seu uso (Fu e Wang apud Petrinic *et al.*, 2015).

#### **3.4.4.1 Tratamento de despejos contendo cromo**

O tratamento comumente empregado para efluentes da indústria de tratamento de superfícies contendo cromo consiste na redução do cromo hexavalente (Cr (VI)) ao estado de trivalência (Cr (III)), em meio ácido, e subsequente precipitação química em meio alcalino.

Como agentes redutores do cromo hexavalente para o cromo trivalente, pode-se citar o dióxido de enxofre, metabissulfito de sódio, hidrossulfito de sódio e sulfato ferroso. De acordo com Carrara (1997), a redução do cromo é mais efetiva para valores de pH baixos (meios ácidos). Neste caso, o pH deve ser mantido abaixo de 3.

Em meios ácidos, a redução pode ser feita utilizando metabissulfito de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ ) e, em meios neutros ou alcalinos, por reação com hidrossulfito de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ). A vantagem de se utilizar hidrossulfito torna-se maior quando os efluentes apresentarem pH próximo de 7 ou mesmo levemente alcalino, pois é dispensada a acidificação e, portanto, o custo com álcali para a neutralização, a qual seria necessária com o uso do metabissulfito de sódio. A desvantagem do uso do hidrossulfito de sódio está em seu custo mais elevado e em sua menor estabilidade a degradação, principalmente após sua diluição em água. (Nunes & Zugman apud Carrara *et al.*, 1997).

Após o processo de redução, o cromo trivalente resultante pode então ser precipitado como hidróxido de cromo [ $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ], após o ajuste do pH em 8 a 9. Para a precipitação do hidróxido de cromo necessita-se de 2,3g NaOH /g Cr ou 2,6g de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  /g Cr (Cavalcanti, 2009).

Para o processo de tratamento ser efetivo, as correntes de cromo hexavalente precisam ser segregadas das demais correntes, conforme está ilustrado na Figura 05.

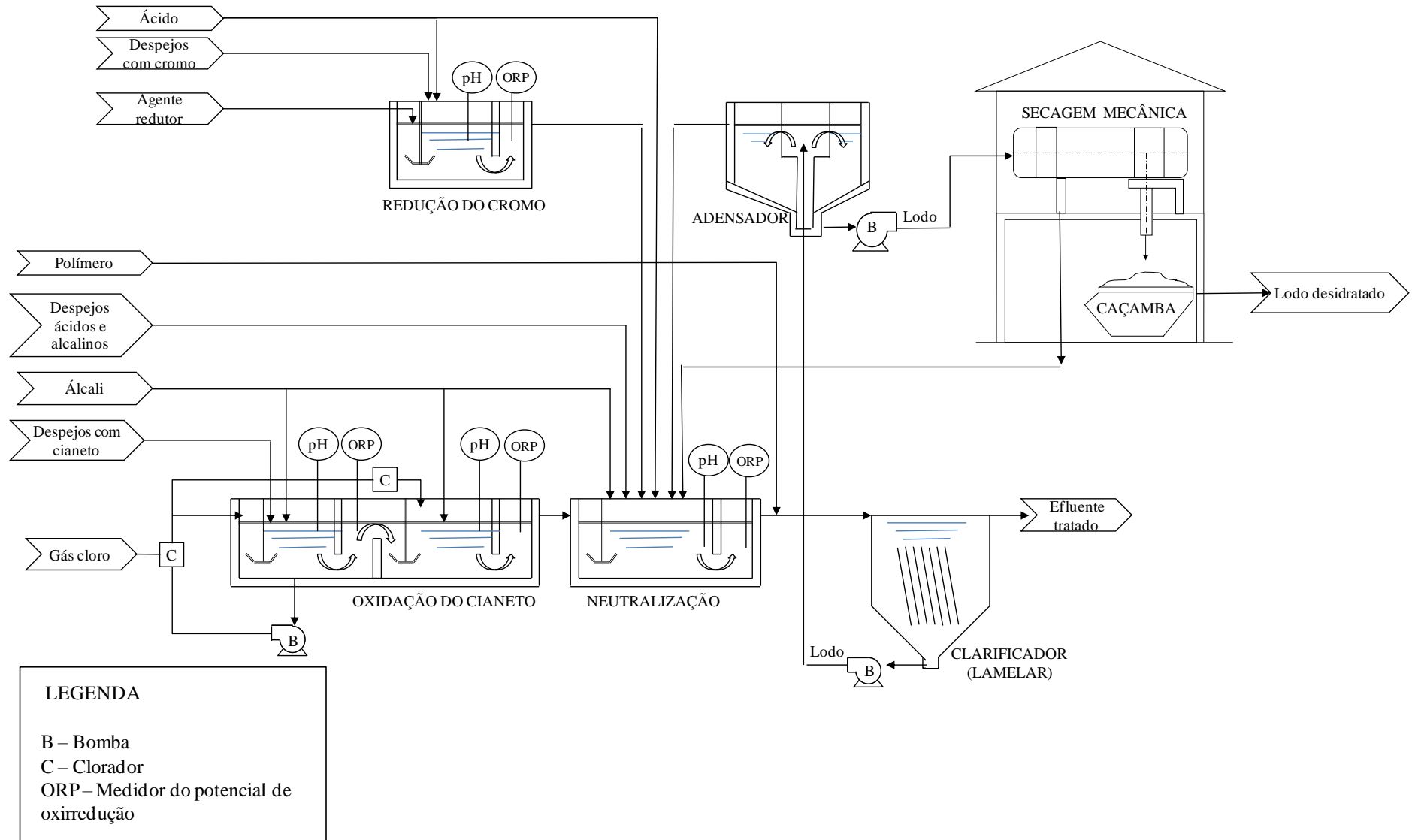


Figura 05 – Sistema convencional de tratamento de despejos de galvanoplastia.  
 Fonte: adaptado de Cavalcanti (2009).

Portanto, o tratamento convencional consiste no tratamento prévio de despejos alcalinos contendo cianetos e dos despejos ácidos contendo cromo. Após estes tratamentos os líquidos são misturados com todos os demais efluentes para tratamento em conjunto.

O tratamento conjunto dos efluentes, consta de ajuste de pH para precipitação dos demais metais presentes. A neutralização das águas residuárias e a precipitação dos metais pesados são feitas com solução de NaOH ou  $\text{Ca(OH)}_2$ , sendo que se utiliza esta última quando se deseja precipitar simultaneamente sulfatos, fluoretos e fosfatos (Piveli, 1999).

### **3.4.5 Processos para remoção de contaminantes residuais**

O efluente resultante de um processo convencional de tratamento empregado em galvanoplastias ainda pode conter uma variedade de contaminantes em concentrações variadas, como sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e metais. Tais contaminantes podem comprometer o lançamento de efluente para o meio ambiente ou a prática do reúso. Há operações e processos unitários passíveis de serem empregados para a remoção ou redução destes contaminantes residuais presentes no efluente final.

A fim de alcançar uma qualidade superior do efluente, o tratamento físico-químico é frequentemente seguido por tratamentos baseados em membranas (Petrinic *et al*, 2015). A osmose reversa, um processo de separação por membranas, é citada por Metcalf & Eddy (2016), como uma das principais operações unitárias utilizadas para a remoção de sólidos dissolvidos.

A seleção de uma determinada operação unitária para a remoção de contaminantes residuais, ou a combinação entre duas ou mais, depende: do uso que será feito do efluente tratado; dos contaminantes de interesse; da compatibilidade entre as várias operações unitárias; dos meios disponíveis para o gerenciamento de qualquer subproduto gerado; e da viabilidade econômica e ambiental das operações unitárias com potencial de utilização (Metcalf & Eddy, 2016).

A viabilidade econômica, em alguns casos, não é o fator principal para a seleção de dimensionamento dos sistemas avançados de tratamento, principalmente quando contaminantes específicos devem ser removidos do efluente para proteção do meio ambiente e/ou para atender aos padrões de lançamento estabelecidos.

Metcalf & Eddy (2016), recomenda a realização de ensaios de bancada e em escala-piloto para a obtenção de dados de desempenho e parâmetros de projeto para o sistema a ser implantado.

#### **3.4.5.1 Processos de separação por membranas**

Nos processos de separação por membranas, as membranas funcionam como uma barreira seletiva que permite a passagem de certos constituintes presentes na água, enquanto retém outros (Metcalf & Eddy, 2016). De acordo com Mierzwa e Hespanhol (2005), essa barreira é capaz de separar partículas sólidas de pequeno diâmetro, bactérias, vírus, moléculas orgânicas, compostos iônicos e mesmo gases da fração líquida de um fluído.

Tais processos podem ser empregados tanto no tratamento de água para o abastecimento público, como no tratamento de efluentes industriais e esgoto sanitário (Rodrigues, 2012).

Os processos de separação de membranas têm se destacado nos últimos anos em relação ao tratamento efluentes para sua reutilização, pois permite o uso de sistemas de tratamento compactos, gerando água de boa qualidade, o que possibilita que as indústrias economizem (Galvão, 2018). Insel *et al.*, (2017) citam que as técnicas de separação por membrana podem auxiliar na obtenção de uma adequada qualidade de água, o que permite sua reciclagem no processo produtivo de indústrias de revestimentos metálicos (Insel *et al.*, 2017).

Dentre os processos de separação por membranas para tratamento de água destacam-se a microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), a nanofiltração (NF) e a osmose reversa (OR), que utilizam pressão hidráulica como força motriz para separar a água dos contaminantes (Mierzwa e Hespanhol, 2005). Segundo Metcalf e Eddy (2016), os processos de separação que utilizam a pressão hidráulica como força motriz ainda podem ser divididos em duas categorias: os de baixa pressão, que incluem a MF e UF, e os de alta pressão, que incluem a NF e a OR.

Na Figura 06 estão apresentadas, esquematicamente, as características dos processos de separação por membranas.

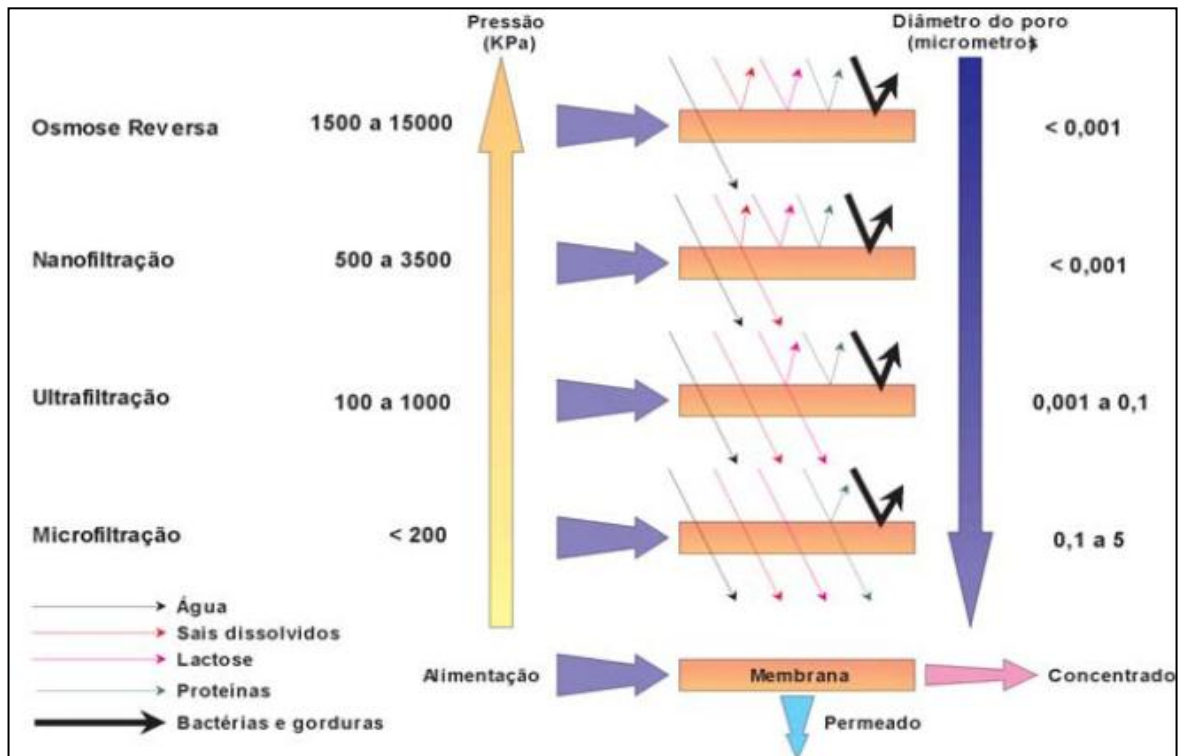


Figura 06 – Características dos processos de separação por membranas.

Fonte: Mierzwa *et al* (2008).

O que diferencia cada um dos processos de separação por membranas é, basicamente, a seletividade da membrana, ou seja, sua capacidade de separar certos contaminantes e a intensidade da pressão de operação utilizada nos sistemas.

Os termos comumente utilizados no campo das tecnologias de separação por membranas incluem: alimentação, permeado e concentrado. Esses termos estão ilustrados na Figura 07.

A corrente afluyente aos sistemas de separação por membranas para tratamento é conhecida como alimentação. A parcela da corrente de alimentação que atravessa a membrana é conhecida como permeado, e a fração da alimentação que não passou através da membrana é o concentrado, também denominado rejeito. O fluxo, relação entre a vazão de permeado e a área total da membrana, expresso em  $L/m^2.h$  ou  $L/m^2.d$ , é uma variável utilizada para a avaliação do desempenho da membrana (Metcalf & Eddy, 2016).

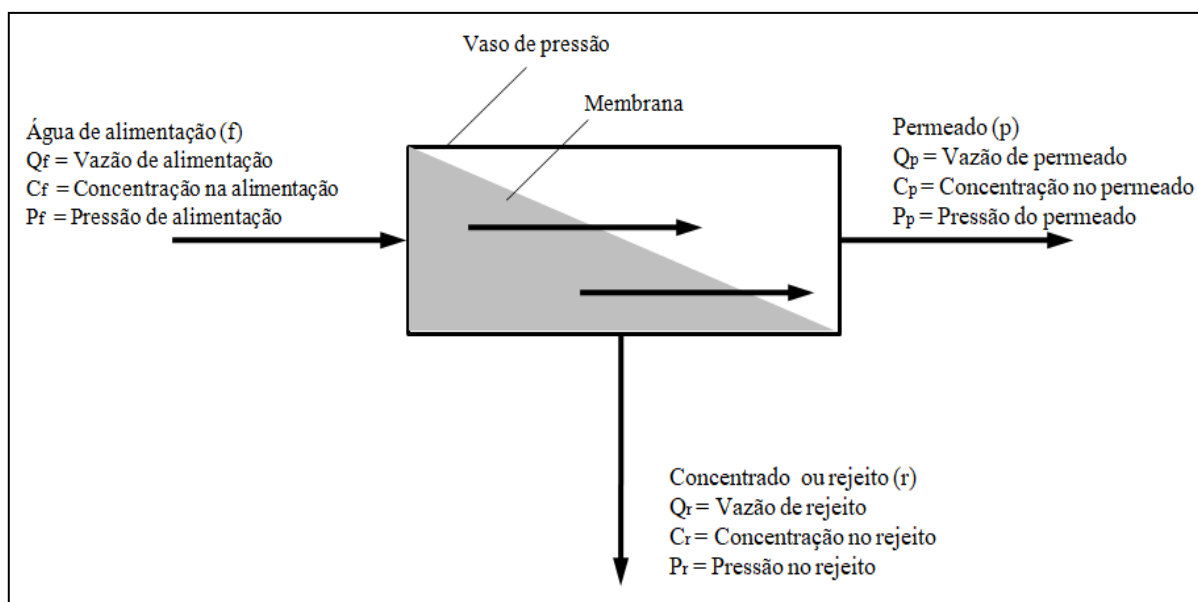


Figura 07 – Representação esquemática do processo de separação por membranas.  
 Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (2016).

O termo módulo é utilizado para descrever uma unidade que inclui as membranas, a estrutura de confinamento da membrana e o vaso de pressão, com os dispositivos de entrada e saída das correntes envolvidas (Metcalf & Eddy, 2016).

A geometria do módulo e a forma como a membrana é montada e orientada com relação ao fluxo são fatores de grande influência na determinação do desempenho do sistema (Rodrigues, 2012).

Os principais tipos de módulos utilizados em tratamento de água e efluentes incluem: tubular, fibra oca e enrolado em espiral (Figura 08).

- **Enrolado em espiral:** módulo composto por um vaso de pressão, dispositivos de entrada e saída de água, e cartuchos de membrana, os quais por sua vez, são constituídos de membranas planas, tubo coletor de permeado e por espaçadores que permitem a passagem do fluido. O fluxo de alimentação é bombeado ao longo do módulo e, devido à pressão de operação, parte desse fluxo transpõe a membrana dando origem ao permeado (Rodrigues, 2012);

- **Fibra oca:** módulo consiste de um feixe de fibras o qual é inserido em um vaso de pressão. A alimentação pode ser aplicada do lado interno da membrana (escoamento de dentro para fora) ou do lado externo (escoamento de fora para dentro) (Metcalf & Eddy, 2016);



- **Tubular:** a membrana é inserida no interior de um tubo poroso, utilizado como suporte. Esses tubos são inseridos em um vaso de pressão. A corrente de alimentação é bombeada através de um tubo de alimentação, e o permeado é coletado no interior do vaso de pressão. O concentrado escoa pelo tubo até sair pelo vaso de pressão.

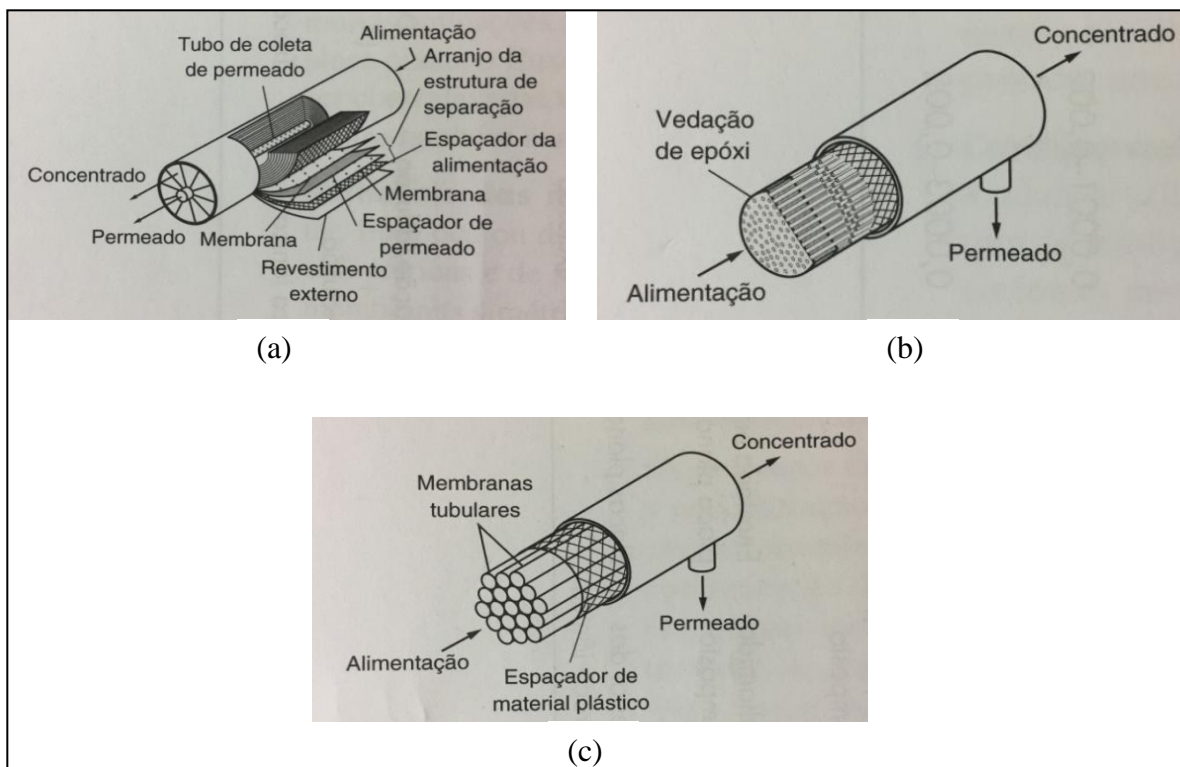


Figura 08 – Tipos de membranas mais utilizados: a) enrolada em espiral; b) fibra oca; c) tubular.  
Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

### 3.4.5.1.1. *Osmose Reversa*

Quando duas soluções com diferentes concentrações de soluto são separadas por uma membrana semipermeável, é estabelecida uma diferença no potencial químico entre as soluções. Nessa condição, a água se difundirá através da membrana da solução de menor concentração para a solução de maior concentração, fenômeno conhecido como osmose. Em um sistema com volume finito, o fluxo de água continuará até que a carga hidráulica do lado da solução concentrada se iguale à diferença de potencial químico entre as duas soluções. Essa carga hidráulica responsável pelo equilíbrio de energia entre os dois compartimentos é denominada pressão osmótica, que depende das características e da concentração dos solutos e da temperatura da solução. Se um gradiente de pressão superior à pressão osmótica de equilíbrio for aplicado do lado da solução mais concentrada,

ocorrerá o fluxo de água da solução mais concentrada para a mais diluída, fenômeno denominado osmose reversa, conforme está ilustrado na Figura 09 (Metcalf & Eddy, 2016).

Ainda segundo Metcalf & Eddy (2016), cabe ressaltar que a designação osmose reversa, ou inversa, é utilizada para indicar a passagem da água através de uma membrana semipermeável, de uma solução concentrada para uma diluída, mas que, na verdade, o fluxo se dá da solução com maior energia para a de menor energia, de forma similar ao que ocorre na osmose.

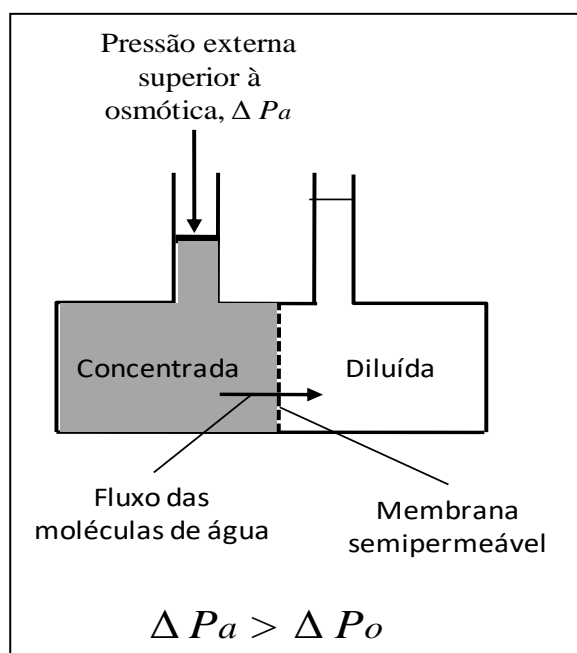


Figura 09 – Diagrama esquemático do processo de osmose reversa.  
Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

A tecnologia de osmose reversa teve aplicação prática, como operação unitária, no final da década de 50 e início da década de 60, sendo inicialmente aplicada nas indústrias para reduzir o consumo de água e energia, controle da poluição e recuperação de materiais úteis de efluentes (Mierzwa, 2002).

Em todo o mundo, a osmose reversa é, principalmente, utilizada para a dessalinização. No tratamento de efluentes, os sistemas de osmose reversa são utilizados para a remoção de contaminantes dissolvidos presentes nos efluentes após o tratamento preliminar (Metcalf & Eddy, 2016).

Na Tabela 07 estão apresentadas as aplicações típicas para a tecnologia de osmose reversa no tratamento de efluentes.

Tabela 07 – Aplicações da osmose reversa no tratamento de efluentes

<b>Aplicações</b>	<b>Descrição</b>
Reúso de água	Utilizada para tratamento de efluentes pré-filtrados, para reúso potável indireto, recarga de aquíferos e reúso não potável direto
Disposição final de efluentes	Remoção de uma ampla variedade de contaminantes presentes no efluente, permitindo o seu descarte para o meio ambiente
Produção de água para a geração de vapor	Sistemas de dois estágios de osmose reversa podem ser utilizados para produzir água com alto grau de pureza para utilização em sistemas de geração de vapor

Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

Segundo Mierzwa (2002), em aplicações práticas, um sistema de osmose reversa é constituído também pelo subsistema de pré-tratamento, subsistema de pós-tratamento e subsistema de limpeza química, os quais irão exercer grande influência no desempenho do sistema de purificação de água como um todo, bem como na qualidade final da água obtida.

Apresenta-se a seguir alguns termos utilizados para análise do processo de osmose reversa:

- **Fluxo de permeado (Fw)**

O fluxo de permeado é a relação entre a vazão de permeado ( $Q_p$ ) e a área total da membrana ( $A$ ), expresso em  $L/m^2.h$  ou  $L/m^2.d$ , é dado pela Equação 01.

$$F_w = \frac{Q_p}{A} \quad (01)$$

Cavalcanti (2009), cita o fluxo de permeado como GFD, sigla em inglês de gal/ft<sup>2</sup>.d.

- **Taxa de recuperação (r)**

A taxa de recuperação de água, expressa em porcentagem (%), representa a conversão da alimentação em permeado (água produzida) e é expressa pela Equação 02.

$$r = \frac{Q_p}{Q_f} \times 100 \quad (02)$$

Em que  $Q_p$  é a vazão de permeado e  $Q_f$  a vazão de alimentação.

A taxa de recuperação afeta os custos de investimento e de operação do sistema. O volume de alimentação necessário para uma dada produção de permeado é determinado

pela taxa de recuperação de projeto. Além disso, a capacidade de suprimento de água de alimentação, do subsistema de pré-tratamento, das bombas e do diâmetro das tubulações e demais componentes hidráulicos também dependem da taxa de recuperação de água (Metcalf & Eddy, 2016).

Com o aumento da taxa de recuperação, a vazão de alimentação é reduzida, e a pressão de operação deve aumentar um pouco, mas a concentração de solutos no concentrado (rejeito) será maior (Metcalf & Eddy, 2016).

Segundo Mierzwa (2006), a taxa de recuperação de água por membrana é da ordem de 10%, ou seja, apenas um décimo da vazão alimentada é convertida em produto. A taxa de recuperação global do sistema é função do tipo de arranjo das membranas, cujos módulos podem ser dispostos em série ou trabalhando-se com recirculação do concentrado. Assim é necessário estudar arranjos que permitam uma maior recuperação. Metcalf & Eddy (2016) citam que, para efluente com concentração de SDT entre 800 e 1200mg/L, a taxa de recuperação de um sistema de osmose reversa é de 80 a 85%.

Na Figura 10 estão apresentados os possíveis arranjos para vasos de pressão (contendo módulos de membranas tipo enroladas em espiral) e as respectivas taxas de recuperação máximas.

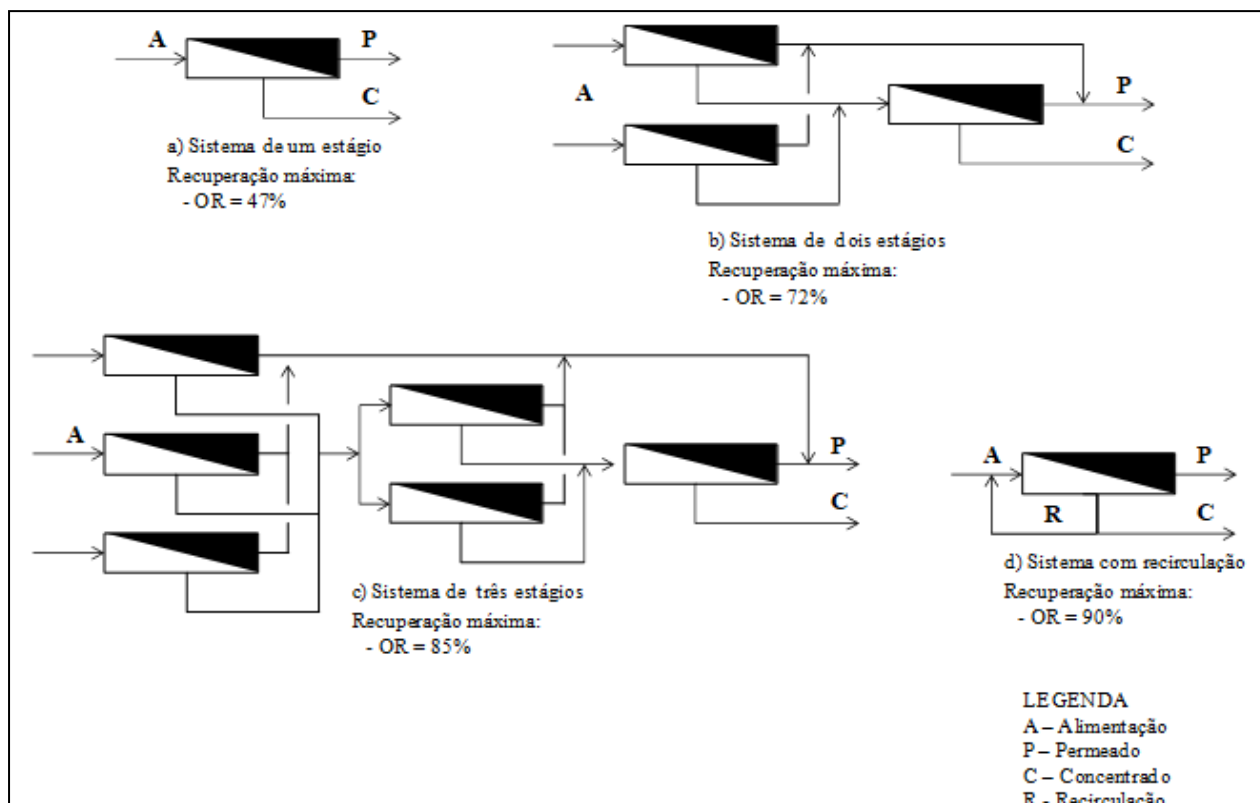


Figura 10 – Arranjos para vasos de pressão de osmose reversa e taxas de recuperação.

Fonte: adaptado de Mierzwa (2006).

- **Pressão de alimentação (Pf)**

A pressão de alimentação é uma variável que afeta diretamente o fluxo de permeado, portanto a taxa de recuperação, e o fator de rejeição.

Com relação à influência na taxa de recuperação, esse comportamento está ilustrado no gráfico da Figura 11, apresentado por Rodrigues (2012), que compara o comportamento de pressão de alimentação e fluxo de permeado em sistemas de osmose reversa e nanofiltração.

Com o aumento da pressão de alimentação, ocorrerá uma diminuição na concentração de sólidos dissolvidos totais do permeado, enquanto o seu fluxo aumentará (Dow Technical Manual, 2018).

Para sistemas de osmose reversa, pressões maiores resultam em melhor eficiência de separação de solutos, produzindo um permeado de melhor qualidade, o que também depende da taxa de recuperação de água (Metcalf & Eddy, 2016).

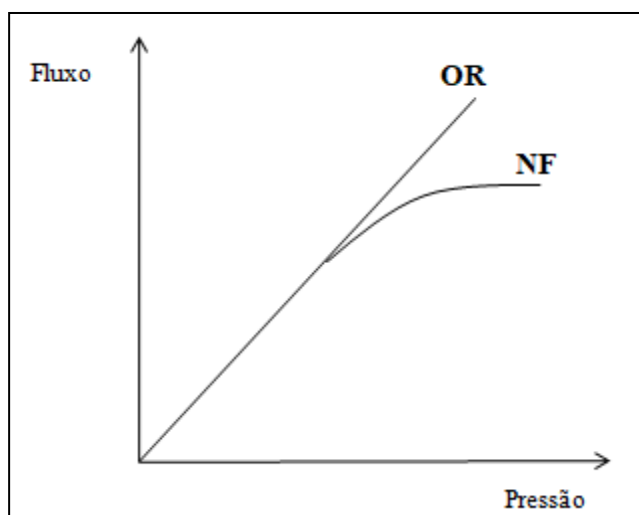


Figura 11 – Relação entre a pressão e o fluxo de permeado nas membranas de osmose reversa e nanofiltração.

Fonte: Rodrigues (2012).

Segundo Rodrigues (2012), quando a membrana é operada com água limpa, a relação entre vazão de permeado e pressão de operação é linear. Porém, quando a membrana é utilizada para tratar efluentes com sólidos em suspensão, a relação citada, a partir de um determinado ponto, deixa de ser linear, estabelecendo-se o chamado fluxo crítico, devido a características hidrodinâmicas do sistema que permitem maior aporte de partículas à superfície da membrana. Portanto, estabelecer pressões de operação elevadas não significa necessariamente aumentar a produtividade do sistema.

- **Fator de rejeição (R)**

A rejeição (ou retenção), R, expressa como porcentagem, é uma medida da quantidade de solutos que foram retidos ou que não passaram através da membrana e pode ser calculada pela Equação 03.

$$R = \left( \frac{C_f - C_p}{C_f} \right) \times 100 \quad (03)$$

Em que,  $C_f$  é a concentração do soluto na alimentação, e  $C_p$  é a concentração do soluto no permeado.

A eficiência de rejeição da membrana de osmose para contaminantes específicos pode variar de 85 a 99,5% e é especificada pelo fabricante da membrana a partir de condições de teste, qualidade da alimentação e condições de operação (Metcalf & Eddy, 2016).

### **Ocorrência e controle de depósitos (fouling)**

Metcalf & Eddy (2016) citam a ocorrência de depósitos como fator relevante para o projeto e operação de sistemas de separação por membranas, uma vez que ela afeta a definição do pré-tratamento, a limpeza química das membranas, as condições de operação, os custos e o desempenho. A ocorrência de depósitos nas membranas dependerá das características físicas, químicas e biológicas da corrente a ser tratada, do material das membranas, da configuração dos módulos e das condições de operação. Quatro mecanismos gerais de depósitos podem ocorrer, inclusive simultaneamente:

- Acúmulo de material em suspensão, presentes na alimentação, sobre a superfície das membranas;
- Precipitação de sais inorgânicos, resultando na formação de incrustações;
- Interação química entre as moléculas orgânicas presentes na água de alimentação e as membranas; e
- Crescimento microbiológico na superfície das membranas, devido à presença de micro-organismos presentes na alimentação.

Além disso, as membranas podem ser degradadas por certas substâncias químicas, como por exemplo, ácidos, álcalis, cloro ou outro oxidante químico e solventes orgânicos.

Métodos de pré-tratamento têm sido utilizados, isoladamente ou em combinação, para minimizar o potencial de depósitos nas membranas e, portanto, aumentar a eficiência e a vida útil dos sistemas de osmose reversa.

Mierzwa (2002) cita como exemplo os seguintes processos de tratamento de água existentes que podem ser utilizados como pré-tratamento: abrandamento, precipitação química, coagulação-floculação e filtração.

O pré-tratamento leva, inevitavelmente, a custos extras de investimento. No entanto, os custos totais de operação e manutenção podem ser menores devido a um desempenho geral do sistema mais estável, com menores frequências de limpeza e maior tempo de vida útil da membrana. Além disso, melhorias nos métodos de tratamento e avanços recentes na tecnologia de osmose reversa, incluindo novos materiais de membrana e melhorias nos módulos de membrana, diminuíram os custos operacionais e de investimento. A microfiltração e ultrafiltração se tornaram pré-tratamentos eficientes para osmose reversa, já que as membranas de osmose reversa são muito sensíveis a incrustações, o que diminui o fluxo de permeado resultante (Petrinic *et al.*, 2015).

Qin *et al.* (2002) sugerem que uma etapa preliminar de ultrafiltração diminuiria a incrustação das membranas de osmose reversa e aumentaria a eficiência do processo de remoção.

Redondo (2001) cita que o uso de ultrafiltração e microfiltração como pré-tratamento reduz em 20% a necessidade de substituição de membranas de um sistema de osmose reversa.

Na Tabela 08 estão apresentados alguns métodos de pré-tratamento para sistemas de osmose reversa.

No item 3.5.3.1 é apresentada a descrição de estudos conduzidos por Petrinic *et al.* (2015) e Qin *et al.* (2002), os quais avaliaram o uso da ultrafiltração como método de pré-tratamento em sistemas de osmose reversa para obtenção de água de reúso em indústrias de galvanoplastia.

Segundo Metcalf & Eddy (2016), o pré-tratamento da água de alimentação é uma das abordagens utilizadas para o controle dos depósitos em sistemas de separação por membranas. Outras abordagens são: adição de produtos químicos, procedimentos operacionais e operações de limpeza química.

Tabela 08 – Contaminantes típicos que podem resultar em depósitos e métodos de pré-tratamento.

<b>Tipo de depósito</b>	<b>Contaminante responsável pela sua ocorrência</b>	<b>Método de pré-tratamento</b>
Partículas	Colóides orgânicos e inorgânicos	Filtração em meio granular ou superficial Micro ou ultrafiltração Filtro cartucho
	Óleos emulsificados	
	Argila, silte e sílica	
	Metais oxidados	
	Coagulantes de sais metálicos	
Incrustações	Carvão ativado em pó	Ajuste de pH Anti-incrustantes Troca iônica ou tratamento químico
	Sulfato de bário	
	Carbonato de cálcio	
	Fluoreto de cálcio	
	Fosfato de cálcio	
Depósito orgânico	Sulfato de estrôncio	Ajuste de pH Tratamento físico-químico Ultrafiltração
	Sílica	
	Matéria orgânica natural	
Biofilme	Óleos emulsificados	Adsorção em carvão ativado Desinfecção Ultrafiltração
	Polímeros utilizados no processo de tratamento	
	Micro-organismos (bactérias)	

Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (2016) e Dow Technical Manual (2018).

A adição de produtos químicos, ou condicionamento químico, pode ser feita para evitar a deposição de sólidos na superfície das membranas por meio da dosagem de dispersantes, a precipitação química (pela adição de anti-incrustantes) e/ou a minimização do crescimento microbiológico (por meio da adição de biocidas). Procedimentos operacionais relacionados à minimização de depósitos incluem o aumento da velocidade de circulação do fluido no interior da membrana, a redução da taxa de recuperação de água, a operação do sistema de pressão mais baixa e o enxágue periódico das membranas, com um fluxo de água mais intenso e com baixa pressão, para eliminar o material aderido na superfície das membranas (Metcalf & Eddy, 2016).

Para inibir a formação de incrustação o pH de alimentação deve ser ajustado para valores entre 4,0 e 7,5, de forma a limitar a precipitação. Baixos valores de pH favorecem a conversão do carbonato a bicarbonato e ácido carbônico, que são mais solúveis (Metcalf & Eddy, 2016).

A necessidade de limpeza química é verificada em função de alguns parâmetros operacionais do sistema, como por exemplo: redução do fluxo de permeado e aumento na rejeição de contaminantes. Mierzwa (2002) cita algumas condições que podem indicar a necessidade de limpeza:



- A vazão normalizada de permeado sofre uma redução de 10%;
- A concentração de sal normalizada da água produzida aumenta em 10%;
- A pressão diferencial (diferença entre a pressão da corrente de alimentação,  $P_f$ , e a pressão do concentrado,  $P_r$ ) aumenta 15% com relação às condições de referência.

Os procedimentos para a limpeza química bem como os produtos químicos utilizados são geralmente especificados pelo fornecedor da membrana ou do equipamento.

O fabricante *Dow Filmtec* estabelece como padrão o uso de produto químico alcalino e o uso de produto químico ácido para soluções de limpeza das membranas. Os ácidos são utilizados para remover precipitados inorgânicos, incluindo o ferro, enquanto os produtos de limpeza alcalinos são utilizados para remover incrustações orgânicas, incluindo matéria biológica. O permeado de osmose reversa ou água desmineralizada deve ser usado para a preparação de soluções de limpeza.

Dentre os métodos de limpeza química têm-se o convencional, através da imersão da membrana em soluções contendo produtos químicos, e a contralavagem onde produtos químicos são adicionados à água de contralavagem.

Em alguns casos, o método de contralavagem com adição química é utilizado na operação normal, e, quando o desempenho do sistema cai abaixo de um determinado nível, a limpeza química convencional é utilizada. Ao longo da operação dos sistemas de membrana, é inevitável a ocorrência da perda irreversível de permeabilidade da membrana, ocasião em que o elemento necessita ser substituído (Metcalf & Eddy, 2016).

### **Pós- tratamento**

Com o objetivo de adequar o produto obtido na unidade de osmose reversa aos requisitos estabelecidos para o seu uso final, são normalmente empregados processos de pós-tratamento que podem consistir em ajuste de pH, desinfecção, troca iônica, entre outros dependendo de cada caso (Mierzwa, 2002).

### **Gerenciamento do concentrado**

O gerenciamento do rejeito gerado em processos de separação por membranas dentre eles a osmose reversa pode se constituir em um desafio especialmente para instalações de grande porte. Pequenas instalações podem misturar o concentrado produzido

com outros efluentes. Metcalf & Eddy (2016) citam alguns métodos podem ser utilizados para o tratamento e a disposição final do concentrado, dentre eles: concentração utilizando sistemas de múltiplos estágios, evaporadores, injeção em poços profundos, lançamento em águas superficiais e lançamento no mar sendo esta última a principal opção de instalações localizadas próximas às regiões costeiras dos Estados Unidos da América (EUA).

### **Estudos em escala-piloto**

O desempenho de um sistema de osmose reversa dependerá das particularidades de cada sistema, pois cada efluente possui características únicas em termos de parâmetros químicos, físicos e biológicos. Portanto, deve-se considerar a realização de estudos em escala-piloto para a definição da melhor configuração do sistema como um todo (pré-tratamento, osmose reversa, limpeza química e pós-tratamento).

Na Tabela 09 estão indicados os parâmetros operacionais típicos e variáveis de qualidade utilizadas para avaliação de desempenho nos sistemas de separação por membranas em estudos-piloto. O uso desses ou de outros parâmetros em um determinado estudo dependerão da aplicação final da água produzida bem como da necessidade de avaliar contaminantes específicos que podem limitar o desempenho do sistema.

Vários modelos de processo, utilizando a osmose reversa, podem ser desenvolvidos para uma determinada aplicação. Na Figura 12 está apresentado um diagrama de um sistema combinado de microfiltração ou ultrafiltração com osmose reversa visando a obtenção de água para reúso.

Tabela 09 – Parâmetros operacionais típicos e variáveis de qualidade utilizados para avaliação de desempenho de unidades de separação por membranas em escala-piloto.

### Parâmetros operacionais

Necessidade de pré-tratamento  
 Variação do fluxo de permeado com o tempo de operação  
 Pressão  
 Taxa de recuperação  
 Demanda de água de contralavagem  
 Taxa de recirculação  
 Frequência de limpeza química e sanitização, incluindo protocolo para realização e demanda de produtos químicos  
 Necessidade de pós-tratamento

### Variáveis de qualidade

Turbidez  
 Contagem de partículas  
 Carbono orgânico total  
 Nutrientes  
 Metais pesados  
 Poluentes orgânicos prioritários  
 Sólidos dissolvidos totais  
 pH  
 Temperatura  
 Contagem de bactérias heterotróficas  
 Ensaio de toxicidade  
 Índice de depósitos

Fonte: Metcalf & Eddy (2016).

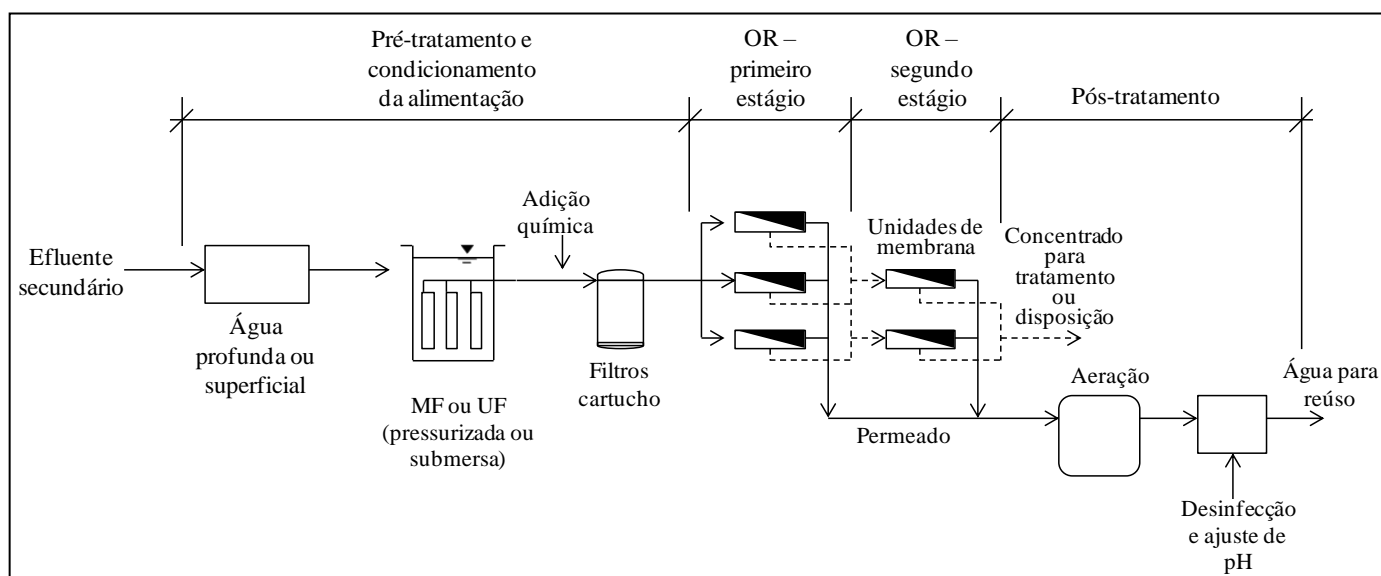


Figura 12 – Diagrama de processo: sistema combinado de osmose reversa com microfiltração ou ultrafiltração.

Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (2016).

## 3.5 Reúso de águas

### 3.5.1 *Considerações gerais*

A água é um recurso renovável através do ciclo hidrológico. Quando reciclada por sistemas naturais, é limpa e segura, sendo deteriorada a níveis diferentes de poluição por meio da atividade antrópica. Entretanto, uma vez poluída, a água pode ser recuperada e reusada para fins benéficos diversos (Mancuso e Santos, 2003).

A tecnologia do reúso pode ser entendida como uma forma de reaproveitamento da água servida, que abrange desde a simples recirculação de água de enxágue da máquina de lavar roupas aos vasos sanitários, até uma remoção em alto nível de poluentes para lavagem de carros, regas de jardins ou outras aplicações mais específicas, podendo se estender para além do limite do sistema local e suprir a demanda industrial ou outra demanda da área próxima (Telles e Costa, 2010).

A qualidade da água utilizada e a finalidade específica do reúso são critérios que estabelecem a necessidade de tratamento para a prática do reúso, os níveis de tratamento, os requisitos de segurança a serem adotados, os custos de investimentos, de operação e de manutenção associados.

O potencial de reúso depende de características, condições e fatores locais, tais como decisão política, esquemas institucionais e disponibilidade. Embora existam muitas possibilidades de reúso de água no Brasil para atendimento de grande variedade de usos benéficos, os mais significativos são as formas de reúso na área urbana, o reúso industrial, o reúso agrícola e o reúso associado à recarga artificial de aquíferos (Mancuso e Santos, 2003). Na Figura 13 é apresentado um esquema dos tipos básicos de uso potencial do esgoto doméstico e industrial tratado que podem ser implementados tanto em áreas urbanas como em áreas rurais.

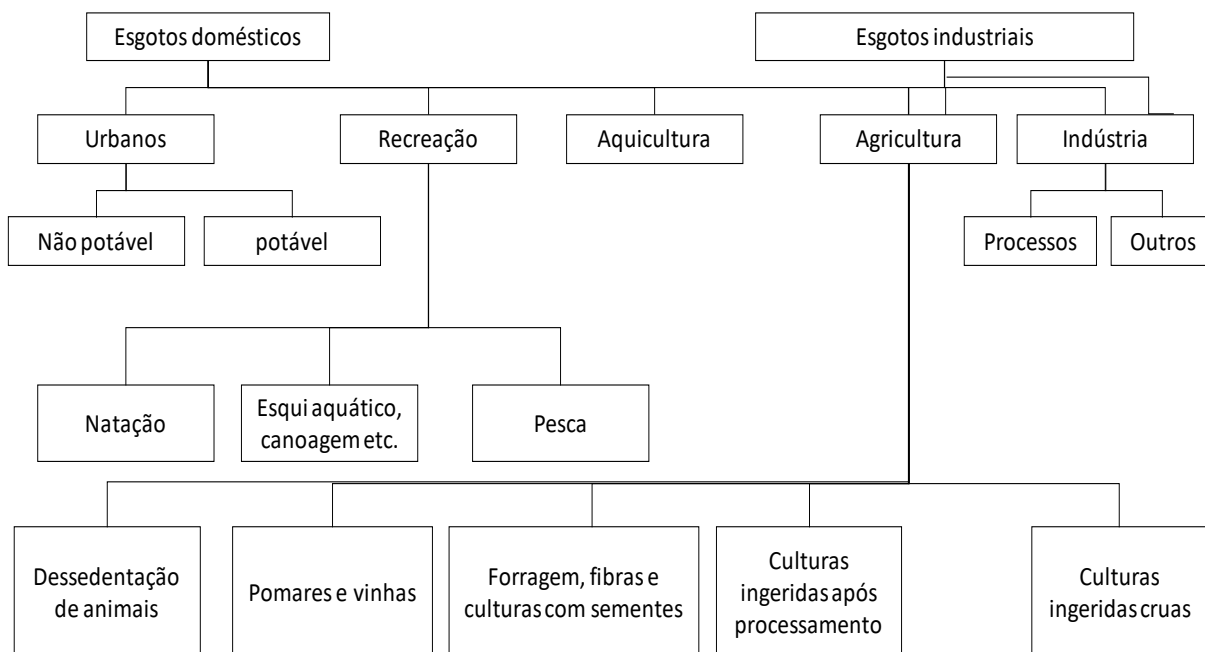


Figura 13 – Potenciais finalidades para o reúso de esgoto doméstico e industrial.  
 Fonte: Hespanhol apud Telles e Costa (2010).

### 3.5.2 *Tipos de reúso*

Mancuso e Santos (2003) citam que há discrepâncias entre os vários autores quanto à terminologia do reúso de água.

De maneira geral, o reúso de água pode ocorrer de forma direta e indireta, por meio de ações planejadas ou não. A seguinte terminologia é sugerida por Lavrador Filho, (1987), para efeito de uniformização de linguagem:

- Reúso de água: é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, por alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original;
- Reúso indireto não planejado de água: ocorre quando a água já utilizada uma ou mais vezes em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. Nesse caso o reúso de água é um subproduto não intencional da descarga de montante. Após sua descarga no meio ambiente, o efluente será diluído e sujeito a processos como

autodepuração, sedimentação, entre outros, além de eventuais misturas com outros despejos advindos de diferentes atividades humanas;

- Reúso indireto planejado de água: ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são descarregados de forma planejada nos corpos d'água superficiais ou subterrâneos, para serem utilizados a jusante em sua forma diluída e de maneira controlada, no intuito de algum uso benéfico;
- Reúso direto planejado de água: ocorre quando os efluentes, após devidamente tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reúso. Assim, sofrem em seu percurso os tratamentos adicionais e armazenamentos necessários, mas não são em momento algum descarregados no meio ambiente.

O termo planejado implica que o reúso é resultado de uma ação humana consciente e pressupõe a existência de um sistema de tratamento de efluentes que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo novo uso que se deseja fazer.

Um caso particular de reúso direto é a reciclagem de água. Esse termo é definido por Mancuso e Santos (2003), como o reúso interno de água, antes de sua descarga em um sistema de tratamento, para servir como fonte suplementar de abastecimento do uso original.

Quanto à finalidade, o reúso de água ainda se divide em reúso potável e reúso não potável. O reúso potável pode ser direto, quando, após tratamento avançado o esgoto recuperado é diretamente utilizado no sistema de água potável; e indireto quando o esgoto, após tratamento é disposto em corpo hídrico para diluição, e posterior captação, tratamento e utilização como água potável.

O reúso não potável pode atender a diversas finalidades, como por exemplo: agrícolas, industriais, recreacionais, domésticos, aquicultura, recarga de aquíferos, manutenção de vazões de cursos d'água.

### 3.5.3 *Reúso na indústria*

Na indústria, a água pode ser aplicada como insumo no processo produtivo, matéria-prima (compondo com outras substâncias, o produto final), meio de transporte, agente de limpeza, em sistemas de refrigeração, na geração de vapor, entre outras aplicações.

As iniciativas para a conservação de água no setor industrial advêm, principalmente, da necessidade de redução de custos (tanto os relacionados ao consumo de água quanto ao tratamento de efluentes), atendimento de requisitos legais cada vez mais restritivos, proteção ambiental e até mesmo indisponibilidade hídrica.

Segundo Ecopolo, citado por Telles e Costa (2010), os custos elevados da água industrial no Brasil, particularmente nas regiões metropolitanas, têm estimulado as indústrias a implantarem sistemas de reúso de água que viabilizem a maximização da eficiência no uso dos recursos hídricos. Essa atividade tende a se ampliar perante legislações associadas aos instrumentos de outorga e cobrança pela utilização dos recursos hídricos, tanto na captação da água quanto no despejo de efluentes. Pode-se citar como principais benefícios da aplicação do reúso no setor industrial:

- Maximização da eficiência na utilização dos recursos hídricos;
- Benefícios referentes à imagem da empresa;
- Garantia na qualidade da água tratada;
- Viabilização de um sistema fechado, com descarte mínimo de efluentes;
- Independência do sistema público e de suas instabilidades.

O reúso de água para fins industriais consiste na utilização industrial de efluente, em vez de sua disposição no meio ambiente. A finalidade específica do uso da água na indústria definirá padrões de qualidade e, portanto, os processos e operações unitárias necessárias para o condicionamento desse efluente aos padrões estabelecidos.

Uma tendência tem sido a reutilização dos fluxos já utilizados e ainda aproveitáveis que, anteriormente, seguiam direto para o tratamento dos efluentes líquidos (Telles e Costa, 2010).

Mierzwa e Hespanhol (2005) classificam o reúso industrial nas modalidades macroexterna e macrointerna, incorporando o reúso interno ou reciclagem dentro da modalidade macrointerna.

- Reúso macroexterno: pode ser efetuado por companhias municipais, estaduais ou até mesmo outras indústrias que fornecem esgoto tratado como água de utilidade para um conjunto de indústrias. Os sistemas macroexternos não são concebidos unicamente para o atendimento da demanda industrial. Dependendo do nível de qualidade da água distribuída, o sistema de reúso poderá atender também a uma gama significativa de usos urbanos não potáveis, aumentando, assim, a viabilidade econômica do empreendimento.
- Reúso macrointerno: efetuado dentro da própria empresa. O reúso macrointerno pode ser em cascata, quando o efluente de um processo é diretamente usado em um processo subsequente, sendo necessário, portanto, que a qualidade do mesmo seja compatível com o novo uso. Outro tipo de reúso considerado macrointerno é o reúso de efluente tratado, quando o efluente é utilizado após a sua passagem por um sistema de tratamento, de modo a adequar a qualidade do efluente à qualidade demandada pelo processo.

Como exemplo de sucesso de reúso macroexterno tem-se o projeto Aquapolo, maior empreendimento para produção de água de reúso industrial na América do Sul. O Aquapolo é um projeto desenvolvido em parceria entre a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) e a Odebrecht Ambiental e fornece, por contrato, 650 L/s de água de reúso para o Polo Petroquímico da Região do ABC, equivalente ao abastecimento de uma cidade de 500 mil habitantes (Santos, 2016).

Quanto ao reúso macrointerno, exemplos típicos são os que ocorrem em operações de pintura, em indústrias automobilísticas e de eletrodomésticos. As águas de lavagens intermediárias sucessivas, oriundas da decapagem, desengorduramento, fosfatização, etc, podem, após tratamento, ser reutilizadas no próprio processo de lavagem (Mancuso e Santos, 2003).

O reúso, independente da modalidade, é uma importante ferramenta para a conservação da água no setor industrial. Em geral, as indústrias que consomem um grande volume de água, obviamente, têm maior potencial para reutilizar as águas residuais. A tecnologia de membranas surgiu como uma alternativa viável aos processos convencionais



de tratamento, uma vez que economiza custos operacionais e consumo de água (Kim *et al* apud Petrinic *et al*, 2015).

Tendo em vista a enorme variedade de indústrias e diversidade de processos produtivos, é recomendado, para cada caso, um estudo dos processos produtivos e de apoio que fazem uso da água, da geração dos diversos tipos de efluentes, padrões de qualidade requeridos para o uso da água, os custos envolvidos na aquisição de água, no tratamento de efluentes, e das tecnologias aplicáveis para propiciar a adequação da água ao reúso pretendido.

Dentre os diversos parâmetros de qualidade que podem ser utilizados para a identificação de aplicações potenciais para o reúso de efluentes, a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) pode ser o mais adequado. Isto se justifica em razão da concentração de SDT ser utilizada como um parâmetro restritivo para o uso da água em diversas aplicações industriais, além da limitação que os processos de tratamento de efluentes, comumente utilizados, apresentam para remover esse tipo de contaminante. Outro fator que justifica o uso da concentração de SDT, na avaliação do potencial de reúso de efluentes, está associado ao seu aumento, pois, à medida que o efluente vai sendo reutilizado, uma carga adicional de sais vai sendo incorporada ao mesmo, seja devido ao processo e evaporação da água, ou então pela adição ou incorporação de compostos químicos (Mierzwa, 2002).

### **3.5.3.1 Estudos em indústrias de galvanoplastia**

Júnior e Carrara (2000) estudaram a viabilidade do reúso de efluentes gerados nos enxárgues das peças em processos de galvanoplastia do zinco, níquel-cromo e fosfatização, desenvolvidos em uma indústria de freios automobilísticos.

Foram realizadas análises quantitativas e qualitativas dos efluentes descartados pelo processo de galvanoplastia bem como das águas após o tratamento físico-químico de coagulação, floculação e sedimentação. Ensaio com diferentes reagentes, concentrações e tempos de sedimentação foram realizados visando à identificação da melhor técnica que pudesse garantir qualidade adequada ao reúso.

As amostras tratadas nos ensaios de coagulação-floculação apresentaram, em média, valores de condutividade elétrica variando entre 1,8 e 2,0 mS/cm, o que indica elevada salinidade. Recomendou-se que o reúso das águas tratadas nessas condições, em

sistemas de torres de refrigeração e caldeiras, a princípio, devesse ser evitado, pois poderiam ocorrer problemas de corrosão.

Segundo Júnior e Carrara (2000), os melhores resultados para o tratamento das águas de enxágue do processo de galvanoplastia estudado foram obtidos quando foram utilizados: 30 mg/L de cloreto férrico, com pH igual a 10 e tempo de sedimentação igual a 60 minutos ou hidróxido de sódio em pH de coagulação igual a 10, com tempo de sedimentação de 90 minutos. A remoção de metais obtida com o hidróxido de cálcio como coagulante foi similar à obtida com o hidróxido de sódio, entretanto, a dureza final da água tratada foi muito elevada. Por isto, recomendou-se a elevação do pH com hidróxido de sódio quando se visa o reúso destas águas para lavagens e limpezas em geral. O estudo concluiu que, para a reciclagem dessas águas no processo, seria necessária a diluição com água limpa ou um tratamento complementar em colunas de troca iônica ou membranas filtrantes, como a osmose reversa.

A tecnologia de membranas também se tornou atraente para o tratamento e o reúso de efluentes em indústrias de galvanoplastia, pois é altamente eficaz, fácil de operar e compatível com outros processos de tratamento (Petrinic *et al.*, 2015).

Petrinic *et al.* (2015) relatam o trabalho de Kremen *et al.* (1977), onde foram tratadas águas residuais contendo cobre, zinco e cromo de acabamento metálico utilizando um processo de osmose reversa juntamente com a precipitação, resultando em uma recuperação de água de 95%.

Qin *et al.* (2002) estudaram a viabilidade do reúso de diferentes tipos de efluentes oriundos de banhos de enxágue de uma fábrica de galvanoplastia em Singapura, usando o processo de osmose reversa e a ultrafiltração como pré-tratamento. Em um dos testes de tratabilidade, o qual utilizou como alimentação do sistema uma combinação de banhos de enxágues ácidos, alcalinos e de revestimento de níquel (*stream C*), foram utilizados três módulos de membranas de osmose reversa de poliamida, em série, e ultrafiltração como pré-tratamento. O sistema operou com recirculação dos fluxos de permeado e rejeito, sendo que ambos foram recirculados para o tanque de alimentação. A rejeição média, em termos de condutividade elétrica, foi de aproximadamente 98% e a condutividade elétrica média do permeado de 33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O estudo concluiu que a ultrafiltração, como pré-tratamento para osmose reversa, reduziu a incrustação e aumentou o fluxo de permeado em 30 a 50%, e que o efluente tratado poderia ser usado como água de enxágue alcalina no processo produtivo.

Mais recentemente, Petrinic *et al.* (2015) investigaram a viabilidade técnica e econômica do tratamento de efluentes utilizando ultrafiltração e osmose reversa para reúso em indústria de acabamento de metais em Velenje, na Eslovênia. Tal indústria utiliza em seus processos água potável e água desmineralizada. As águas residuárias oriundas do processo de galvanoplastia contêm ácidos, bases, metais pesados como cromo, níquel e zinco, fosfatos, nitratos, nitritos, fluoreto, sulfatos, carbonatos, surfactantes biodegradáveis, dentre outros contaminantes, e são tratadas internamente pelo processo físico-químico convencional antes de serem lançadas em água superficial. A geração anual de efluente é de 80.000m<sup>3</sup>, dos quais 30.000m<sup>3</sup>, em média, possui potencial de reúso. Este potencial foi avaliado através da implementação e investigação de um sistema combinado, em escala-piloto, de ultrafiltração e osmose reversa, usado após o tratamento físico-químico convencional.

A ultrafiltração foi aplicada como pré-tratamento. Um pré-filtro foi usado para remover sólidos suspensos (SS) do fluxo de alimentação da membrana de UF. Foram instalados seis módulos de membrana tubular de UF. A etapa de osmose reversa utilizou um módulo de membrana de poliamida enrolada em espiral com uma área total de 7,43 m<sup>2</sup> contida dentro de um cilindro vertical de PVC (policloreto de vinila). O módulo de membrana de osmose reversa foi alimentado a partir do tanque de permeado de ultrafiltração com um pré-filtro de 2 mm antes da bomba de alimentação para evitar danos mecânicos à membrana de osmose reversa. O fluxo de alimentação recebeu anti-incrustantes e biocidas para evitar incrustações irreversíveis da membrana.

O processo de osmose reversa operou sob fluxo constante de permeado com uma taxa de recuperação de 60% a 70%. Houve recirculação do rejeito. Foram 24 ciclos de filtração, seguidos por limpeza química. A pressão máxima de alimentação foi de 8 bar e fluxo médio de permeado de 9 L/ m<sup>2</sup>.h.

O pré-tratamento com ultrafiltração removeu quase 90% dos sólidos em suspensão. A etapa subsequente, de osmose reversa, removeu elementos metálicos e compostos orgânicos e inorgânicos, com eficiências entre 91,30 e 99,80%.

Após pré-tratamento com ultrafiltração e tratamento com osmose reversa o valor médio de condutividade elétrica do permeado foi de 130 ± 30 µS/cm. O estudo indica um fator de rejeição de 92,80% em termos de condutividade elétrica.

A água potável utilizada no processo produtivo da fábrica estudada por Petrinic *et al.* apresentou uma dureza de 107,09 mg CaCO<sub>3</sub>/L e uma condutividade elétrica média de 360 µS/cm. Esta água é utilizada sem tratamento adicional em certos segmentos das linhas

de produção, sendo que alguns processos requerem uma qualidade superior de água e, para tanto, a água é tratada com osmose reversa ou troca iônica, a fim de obter água desmineralizada com uma condutividade elétrica abaixo de 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ou mesmo abaixo de 20  $\mu\text{S}/\text{cm}$  em alguns casos.

A avaliação técnica do potencial de reúso do efluente tratado após o processo de osmose reversa combinado com ultrafiltração considerou dois processos de produção (revestimento em pó e revestimento galvânico a base de cromo). Nestes processos, o padrão de condutividade elétrica em relação à água de reúso para a substituição de água potável é de 360  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , e 20  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para substituir a água desmineralizada.

Os resultados do estudo indicaram condutividade elétrica do permeado de  $130 \pm 30$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ , em média. Assim, concluiu-se que os requisitos para reúso de efluente como substituto da água potável foram atendidos. Foram recomendadas etapas adicionais de pós-tratamento para que o permeado de osmose reversa substitua a água desmineralizada.

Os resultados da análise econômica do potencial de reúso do efluente mostraram que, a princípio, o investimento é custo-neutro considerando as estimativas atuais de despesas associadas. No entanto, se mostra viável devido a perspectiva futura de aumento nos custos de água e impostos, bem como regulamentações ambientais mais rigorosas.

Petrinic *et al.* (2015) concluíram que o tratamento proposto para o reúso de efluentes é aplicável na indústria de acabamento de metais e também tem potencial para uso em indústrias com volumes de água e tipos de contaminantes semelhantes.

Na Tabela 10 está apresentado um resumo dos resultados dos estudos descritos neste item, os quais avaliaram o uso da osmose reversa combinada com a ultrafiltração no tratamento de efluente da galvanoplastia, visando o reúso.

Tabela 10 – Valores médios de estudos relacionados ao tratamento do efluente da galvanoplastia por ultrafiltração e osmose reversa.

Parâmetros	Unidade	Petrinic <i>et al.</i> (2015)	Qin <i>et al.</i> (2002)
Condutividade elétrica do permeado (Cp)	( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	130,00*	33,00
Sólidos suspensos	mg/L	<0,01	N.A
Taxa de recuperação (r)	%	60 – 70	N.A
Fator de rejeição da condutividade	%	92,80	98,00
Níquel	mg/L	<0,05	<0,05

Fonte: adaptado de Petrinic *et al.* (2015) e Qin *et al.* (2002).

Notas: N.A = não avaliado; \*130  $\pm$  30  $\mu\text{S}/\text{cm}$

### **3.5.4 Aspectos legais do reúso**

Para a prática segura e eficiente do reúso é essencial o estabelecimento de padrões e normas embasados em características locais, bem como as diretrizes legais e normativas devem estar fundamentadas em resultados de pesquisas científicas. A padronização ou normatização, associados aos dados de qualidade do efluente, ainda permite definir a estratégia de tratamento mais adequada para possibilitar a produção de água de reúso.

Com o objetivo de obter o máximo benefício com a prática do reúso, protegendo o ambiente e a saúde pública, estados americanos desenvolveram regulamentos ou orientações que incentivam a reutilização de água como uma estratégia de conservação dos recursos hídricos. Neles estão especificados os requisitos de qualidade da água, os processos de tratamento, ou ambos, para todo o espectro de aplicações do reúso (EPA apud Rodrigues, 2012).

No que se refere às regulamentações destinadas à implantação das práticas relacionadas ao reúso e à racionalização do uso da água, ainda considera-se o Brasil como iniciante. No entanto, algumas iniciativas vêm sendo adotadas e serão elencadas nos itens 3.5.4.1 e 3.5.4.2.

#### **3.5.4.1 O reúso da água e a legislação brasileira**

O tratamento jurídico das águas no Brasil, até o advento da Constituição Federal de 1988, sempre considerou a água como bem inesgotável, passível de utilização abundante e farta. O Decreto Federal nº 24.643/1934, ou o Código das Águas, previa a propriedade privada dos corpos d'água, assegurava o uso gratuito de qualquer corrente ou nascente e tratava os conflitos sobre o uso das águas como meras questões de vizinhança (Mancuso e Santos, 2003).

A escassez dos recursos hídricos obriga a mudança do regime das águas, tornando-as públicas, fazendo com que se dê ênfase à preservação dos cursos d'água e a sua qualidade. O Código Florestal foi consideravelmente modificado em 1989 para dar proteção mais abrangente aos cursos e corpos d'água, de forma a preservar a vegetação de propriedades rurais e urbanas e, em decorrência, perenizar as águas (Mancuso e Santos, 2003).

A ênfase legislativa, portanto, incide na racionalização do uso primário da água, estabelecendo princípios e instrumentos para sua utilização. Pouco ou quase nada houve de

preocupação legislativa no Brasil para fixação de princípios e critérios para reutilização de água (Setti, apud Mancuso e Santos, 2003).

Um novo enfoque começa a ser implantado com a instituição da Política Nacional dos Recursos Hídricos, a partir da Lei Federal nº 9.433/97, que trata da gestão dos recursos hídricos por bacias hidrográficas e traz o conceito de poluidor pagador.

A falta de preocupação específica com a disciplina jurídica do reúso da água pode dar a impressão de que, para o legislador brasileiro, depois de utilizadas as águas, seu descarte na forma de esgoto doméstico ou efluentes industriais é um problema secundário. Contudo, não é assim, pois a própria legislação em vigor, ao instituir os fundamentos da gestão de recursos hídricos, cria condições jurídicas e econômicas para a hipótese do reúso da água como forma de utilização racional e de preservação ambiental. Aliás, pode-se dizer que, se a palavra “reúso” não tivesse significado próprio, poderia ser-lhe atribuído o significado: uso racional = reúso (Mancuso e Santos, 2003).

A Constituição nos dá o princípio maior, garantindo a todos o “meio ambiente ecologicamente equilibrado”, determinando ao poder público o dever de “preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas”. Inegavelmente, a água tem presença indispensável em processos ecológicos essenciais e participação inafastável no manejo de espécies e ecossistemas.

O desenvolvimento de novas tecnologias capazes de garantir economia de recursos ambientais e a racionalização do uso desses recursos são dois instrumentos que se inserem com muita ênfase no tema reúso de água.

Quanto ao tratamento jurídico desses instrumentos, se pode citar que a Lei 6.938/81 que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente estabelece como princípios norteadores de ações governamentais para o meio ambiente, “incentivo ao estudo e pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e a proteção dos recursos ambientais”, bem como a “racionalização do uso da água”. Ainda nesta lei, como instrumento a ser utilizado para consecução dos objetivos da Política e realização de seus princípios, a lei especifica “incentivos à produção e instalação de equipamentos e a criação ou absorção de tecnologia, voltados para a melhoria da qualidade ambiental”.

A Política Nacional dos Recursos Hídricos, em vários momentos acena para a necessidade de racionalizar o uso da água como forma de garantir o abastecimento futuro da população.

A classificação das águas, por exemplo, é um instrumento usado pela política de recursos hídricos intimamente ligado ao reúso. Em primeiro lugar, porque, se o reúso é o

aproveitamento de águas já utilizadas, qualquer utilização que não seja primária constitui reuso. Assim, classes inferiores de água podem ser chamadas de águas para reuso.

Conforme art. 9 da Lei 9.433/97, a classificação das águas tem por objetivo:

- Assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas;
- Determinar a possibilidade de usos menos exigentes por meio do reuso (esse objetivo não está expresso na lei, mas decorre de raciocínio lógico);
- Diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes, inclusive por meio do reuso.

A classificação de corpos d'água é estabelecida pela Resolução do CONAMA nº 357/2005. Pode-se afirmar que as águas classificadas como "classe especial" não podem ser indicadas para o reuso, já que, por sua natureza, as águas pertencentes a essa classe são reservadas ao uso primário inicial bem como à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas. Pelo uso a que se destinam, se denota que as águas de classe especial são as águas naturais, tal como encontradas originalmente em corpos d'água, portanto ainda não utilizadas e não aproveitadas.

O reuso das águas classificadas na Resolução do CONAMA nº 357/2005 é necessariamente reuso indireto, pois, quando reutilizadas, pressupõe-se sua captação em cursos e corpos d'água de domínio público.

Ao classificar as águas, a referida Resolução já indica e define os usos preponderantes, definindo, conseqüentemente, o reuso indireto. Como por exemplo:

- Classe 2: águas que podem ser destinadas:
  - a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional (**reuso potável indireto**);
  - b) à proteção das comunidades aquáticas;
  - c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274/2000 (**reuso recreacional**).

As águas para o reuso industrial podem potencialmente ser originárias de quaisquer das classes, pois dependem do fim a que se destinam, desde os menos até os mais exigentes.

### **3.5.4.2 Leis e normas para o reúso**

Em nível federal, existe a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos CNRH nº 54/2005 que estabelece diretrizes gerais para a implantação da prática de reúso não potável de água. Esta resolução descreve, ainda que sucintamente, quatro modalidades para prática de reúso direto não potável: para fins agrícolas, ambientais, industriais e aquicultura.

No âmbito estadual vêm surgindo iniciativas, como a do governo do estado de São Paulo através da Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01/2017 que disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de estações de tratamento de esgoto sanitário e dá providências correlatas.

A Resolução do estado de São Paulo contempla estações de tratamento de esgoto sanitário operadas por empresas públicas e privadas que tratam esgoto sanitário, assim considerados os de origem predominantemente doméstica, excluindo estações de tratamento de esgoto sanitário implantadas por estabelecimentos comerciais e industriais. Ressalta-se a definição, nesta Resolução, de padrões de qualidade e monitoramento para duas categorias de utilização da água de reúso (restrição moderada e severa).

Apesar de não ter caráter legal, a norma técnica NBR 13969/1997 criada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT, dispõe sobre o projeto, a construção e operação de tanques sépticos e prevê a utilização do efluente proveniente desse sistema para atender à demanda dos usos que exijam qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura, tais como, irrigação de jardins, lavagem de pisos e veículos automotivos, descarga de vasos sanitários, usos paisagísticos, etc. Essa norma estabelece: planejamento do sistema de reúso, usos previstos para o esgoto tratado, volume de esgoto a ser reutilizado, grau de tratamento necessário, sistema de reservação e distribuição e manual de operação e treinamento dos responsáveis. Ela ainda define classes de reúso de acordo com o uso pretendido (Rodrigues, 2012).



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Considerações Gerais

Os estudos foram realizados em uma indústria localizada na cidade de Botucatu/SP, a qual fabrica peças em alumínio. Dentre os processos de fabricação desenvolvidos, há o tratamento de superfícies metálicas, especialmente a galvanoplastia a base de cromo, o mascaramento, a usinagem química e o ensaio não destrutivo, os quais envolvem a utilização de produtos químicos e de água, tendo como consequência a geração de efluentes industriais. Além dos processos produtivos citados, há processos de apoio à produção que são responsáveis também pela geração de efluentes. O efluente industrial gerado é direcionado para uma estação de tratamento de efluentes (ETE) e, depois de tratado, lançado na rede pública coletora de esgoto.

O trabalho foi dividido em 7 etapas, sendo:

- Etapa 1 – Identificação dos processos geradores de efluentes;
- Etapa 2 – Descrição do tratamento empregado;
- Etapa 3 – Avaliação quantitativa dos efluentes tratados;
- Etapa 4 – Caracterização do efluente tratado;
- Etapa 5 – Práticas, oportunidades e padrão para reúso;
- Etapa 6 – Experimento com unidade-piloto de osmose reversa;
- Etapa 7 – Viabilidade econômica

### 4.2 Etapa 1 - Identificação dos processos geradores de efluentes

O processo de fabricação estudado, o qual envolve a geração e o descarte de efluentes, foi dividido em linhas produtivas distintas, a saber:

- Linha 1 - Tratamento de superfície;
- Linha 2 - Mascaramento e usinagem química;
- Linha 3 - Ensaio não destrutivo.

Os pontos geradores de efluentes, em cada linha produtiva e também em processos de apoio à produção, foram identificados por meio de visitas à empresa, análise

de documentos, normas e procedimentos internos, e entrevistas com empregados e contratados. O conteúdo de documentos da empresa estudada, normas e procedimentos internos, não são de domínio público, portanto não serão apresentados neste trabalho.

Para nortear a obtenção de informações, especialmente dos processos produtivos, foi criado e utilizado um formulário orientativo, contendo campos para coleta das seguintes informações:

- Denominação do processo;
- Volume do tanque (m<sup>3</sup>);
- Produtos químicos e outros insumos utilizados;
- Caracterização do efluente (diluído ou concentrado);
- Frequência de descarte do efluente;
- Critérios de descarte do efluente;
- Denominação do tanque que recebe o efluente na ETE.

### **4.3 Etapa 2 - Descrição do tratamento empregado**

Para o desenvolvimento da etapa 2, foram realizadas visitas ao local e entrevistas com operadores, visando obter informações acerca do método de tratamento utilizado para adequação do efluente aos padrões ambientais de lançamento na rede coletora de esgoto.

### **4.4 Etapa 3 - Avaliação quantitativa dos efluentes**

Como referência para o desenvolvimento da avaliação quantitativa dos efluentes, foi adotado o volume tratado no ano de 2018. Os dados foram obtidos através do acesso à planilha eletrônica disponibilizada pela empresa.

Diariamente, os operadores realizam a verificação do volume de efluente tratado bem como o registro em planilha eletrônica. A medição é realizada de forma direta, através da leitura de um medidor tipo hidrômetro que fica localizado junto à tubulação de lançamento do efluente tratado na rede coletora de esgoto. O hidrômetro realiza a indicação totalizada do volume que escoou pela tubulação.

#### 4.5 Etapa 4 - Caracterização do efluente tratado

A etapa 4 compreendeu a coleta de amostras e análise do efluente tratado visando avaliar a presença de contaminantes residuais, especialmente sólidos dissolvidos, que possam comprometer a prática do reúso do efluente tratado no processo produtivo.

Os parâmetros avaliados nesta etapa foram a condutividade elétrica e a dureza total, tendo em vista que são parâmetros indicadores da presença de sólidos dissolvidos e ainda descritos por Carrara (1997), como indicadores da viabilidade de reúso de água na galvanoplastia. A condutividade elétrica foi o parâmetro considerado no estudo de Petrinic *et al.* (2015) para análise comparativa entre o efluente tratado e a qualidade da água demandada no processo produtivo (conforme item 3.5.3.1).

Um plano de amostragem foi elaborado e as coletas executadas entre 03/08/2016 e 16/11/2016. Foram realizadas dez coletas de amostras simples, em datas distintas, alternando dias da semana e horários, de forma a obter uma amostragem abrangente e uma caracterização representativa do efluente tratado. Essa amostragem abrangente foi possível a partir do conhecimento do plano de descarte existente, que estabelece um cronograma de descarte por tipologia de efluente. Considerando o plano de descarte existente, e ainda que o tratamento ocorre por batelada, foi possível identificar a origem e característica de cada amostra coletada nesta etapa. As coletas das amostras foram realizadas no tanque de controle final 2, ponto de inspeção final do efluente antes do lançamento na rede coletora de esgoto.

O método empregado para determinação da dureza foi o titulométrico com EDTA e os resultados expressos em termos de mg/L de CaCO<sub>3</sub>, seguindo a metodologia ditada pelo *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*, métodos 2340B e 2340C. As análises de dureza foram realizadas por laboratório externo contratado, tendo em vista que o laboratório da ETE não possui recursos para determinação deste parâmetro. A determinação da condutividade elétrica foi realizada pelo método condutivimétrico, com o auxílio de um condutivímetro portátil da marca OAKTON, modelo CON-11, utilizando como referência a metodologia 2510B do *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*.

No dia 24/11/2016, foi coletada uma amostra de água bruta (água fornecida pela concessionária local) para avaliação de condutividade elétrica e dureza. Para ambos os parâmetros foram adotadas as mesmas metodologias de análise utilizadas para análise das amostras de efluente tratado. O objetivo desta avaliação foi obter um referencial comparativo.

#### 4.6 Etapa 5 - Práticas, oportunidades e padrão para reúso

A etapa 5 foi desenvolvida concomitantemente com a etapa 1 (item 4.2), utilizando a mesma metodologia, visto que ao identificar os processos geradores de efluentes identificou-se também as práticas de reúso existentes, e os pontos de uso da água sendo alguns destes oportunos para o reúso direto planejado de efluente tratado desde que tais efluentes atendam a qualidade requerida no processo produtivo.

Buscando-se identificar padrões de qualidade que pudessem subsidiar uma análise da viabilidade de reúso de efluente tratado, realizou-se análise de documentos, normas e procedimentos internos, bem como entrevistas com empregados.

#### 4.7 Etapa 6 - Experimento com unidade-piloto de osmose reversa

Para subsidiar o estudo de viabilidade do reúso de efluente tratado no processo produtivo industrial, uma unidade-piloto de osmose reversa foi instalada no interior da estação de tratamento de efluentes.

A operação de osmose reversa objetivou a remoção ou redução da concentração de sólidos dissolvidos, contaminante residual presente no efluente tratado.

Nos ensaios, realizados entre 10/01/2018 e 02/02/2018, o efluente industrial, após tratamento pelo método convencional (descrito no item 5.2), foi direcionado para o sistema-piloto de osmose reversa (Figura 14).

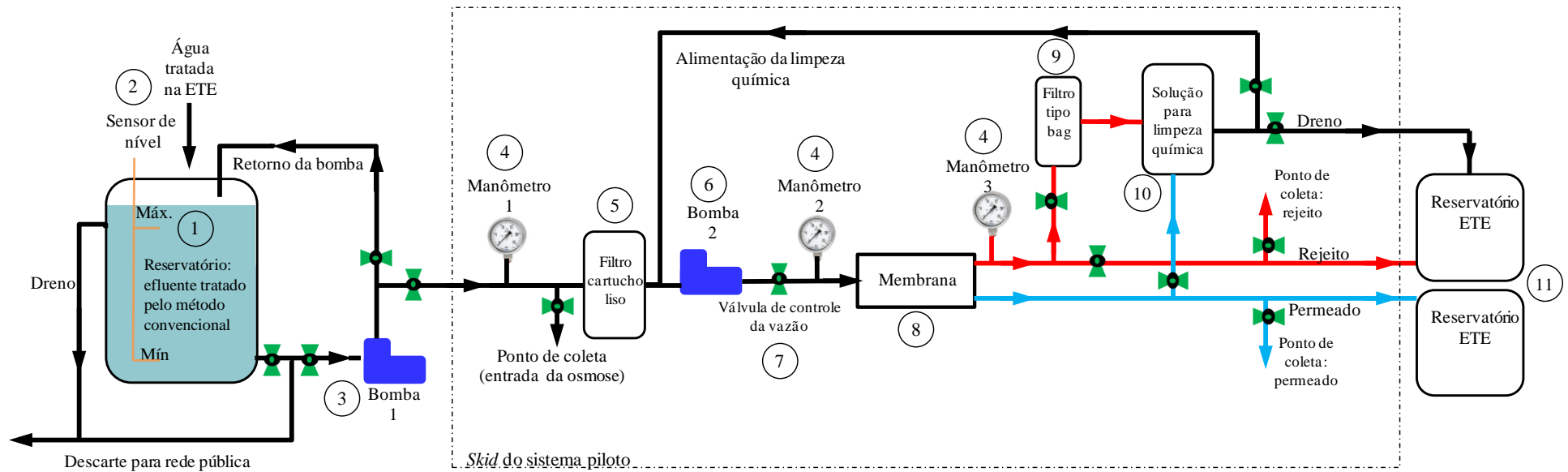


Figura 14 – Unidade de osmose reversa (*skid*) utilizado no ensaio-piloto.

#### **4.7.1 Características do sistema-piloto**

Os principais componentes que fizeram parte do sistema-piloto instalado estão apresentados na Figura 15, bem como um fluxograma simplificado do processo.

Além dos componentes indicados na Figura 15, o sistema é alimentado por um painel elétrico e as instalações hidráulicas compostas por tubos e conexões em PVC e CPVC (policloreto de vinila clorado), de 1 pol.



#### LEGENDA:

1. Reservatório de alimentação, em polipropileno, contendo efluente que foi tratado na ETE pelo método convencional, com capacidade de 12 m<sup>3</sup>;
2. Sensor de nível tipo bóia instalado no reservatório de alimentação;
3. Bomba de alimentação (bomba 1), tipo centrífuga, vazão 10 m<sup>3</sup>/h, modelo BL-30, marca Amboretto;
4. Manômetros 1, 2 e 3 instalados em vários pontos do sistema;
5. Elemento filtrante tipo cartucho de polipropileno, liso, dimensões 20 pol x 4 ½ pol;
6. Bomba de alimentação (bomba 2), tipo vertical multiestágios, vazão 3 m<sup>3</sup>/h, modelo CDLF3 - 170, marca CNP Pumps;
7. Válvula manual tipo “gaveta” para controle da vazão de alimentação da membrana;
8. Módulo contendo uma membrana tipo enrolada em espiral, modelo TW30-4040, fabricante *Dow Filmtec*;
9. Elemento filtrante de polipropileno, tipo bag, 180x820mm;
10. Reservatório para solução de limpeza química, em polietileno, com capacidade de 200 L;
11. Reservatórios da estação de tratamento de efluentes.

Figura 15 – Fluxograma de processo da unidade-piloto de osmose reversa e principais componentes do sistema.

Algumas das características da membrana (item 8 da Figura 15) estão apresentadas na Tabela 11 e nas Figuras 16 e 17.

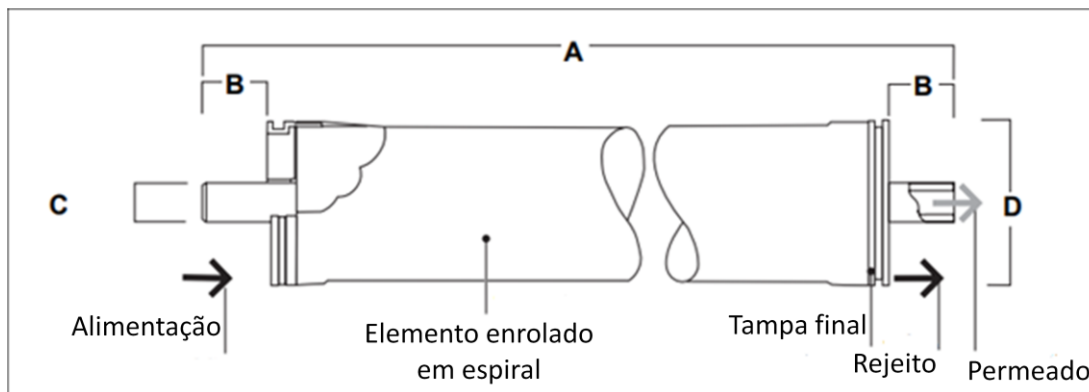


Figura 16 – Dimensões da membrana utilizada.  
Fonte: adaptado de *Dow Filmtec* (2018).

Tabela 11 – Características da membrana utilizada.

Modelo	Material	Dimensões (cm)			
		A	B	C	D
TW30-4040	Poliamida	101,6	2,67	1,9	9,9

Fonte: *Dow Filmtec* (2018).



Figura 17 – Imagem da membrana utilizada.

Segundo especificações do fabricante, a membrana apresenta uma área ativa de 7,2 m<sup>2</sup>, vazão de permeado de 379,2 L/h e um fator de rejeição de 99,5 de NaCl (cloreto de sódio) a uma concentração de 2000 mg/L em condições de testes na temperatura de 25°C e pressão de 15,5 bar.

A seguir são apresentados alguns limites operacionais da membrana, estabelecidos pelo fabricante *Dow Filmtec*:

- Máxima temperatura de operação = 45°C;
- Máxima pressão de operação = 41 bar;
- Máxima vazão do fluxo de alimentação = 3,2 m<sup>3</sup>/h;
- Tolerância de cloro livre = <0,1 mg/L.

Sobre a presença de cloro livre na água de alimentação, o fabricante informa que poderá causar uma falha prematura na membrana caso ocorra uma concentração superior a 0,1 mg/L, e recomenda a remoção do cloro livre residual por pré-tratamento antes da exposição do efluente à membrana.

A empresa responsável pela montagem do sistema-piloto recomendou valores de pH inferiores a 6,50 na água de alimentação, visando evitar problemas como precipitações e incrustações.

#### **4.7.2 Caracterização qualitativa do efluente de alimentação**

##### **4.7.2.1 Avaliação da presença de cloro**

Conhecendo-se qualitativamente os efluentes gerados na indústria, bem como o método de tratamento empregado, sabia-se da possibilidade da existência de contaminante que poderia causar danos à membrana.

Desta forma, foi realizada, antes da instalação do sistema, uma caracterização do efluente em termos de concentração de cloro livre. Para tal caracterização foram realizadas nove coletas do efluente tratado, na saída da ETE, entre os dias 14/08/2017 e 25/08/2017. Essa amostragem abrangeu todos os efluentes tratados no período. As análises de cloro foram realizadas no laboratório da estação de tratamento de efluentes, pelo método colorimétrico, utilizando o teste de campo *Chlorine Test* da empresa Merck, o qual tem como referência a metodologia da norma ISO 7393-2:2017 (Merck, 2019) .



#### **4.7.2.2 Avaliação das tipologias dos efluentes de alimentação**

Após a instalação do sistema de osmose reversa e durante o período efetivo do ensaio-piloto, foi realizada a caracterização qualitativa dos efluentes tratados que foram submetidos ao processo de osmose reversa. O objetivo desta caracterização foi identificar a tipologia dos efluentes de alimentação do sistema, ou seja, sua origem e características (banhos de lavagem ou banhos concentrados), visando estabelecer uma possível relação entre os resultados do experimento e a tipologia dos efluentes de alimentação. Para realizar esta caracterização utilizou-se formulário impresso e planilha eletrônica para o registro dos tipos de efluentes que foram direcionados para a alimentação da unidade-piloto de osmose reversa. As coletas para caracterização qualitativa do efluente de alimentação foram realizadas durante as campanhas de amostragem, conforme está descrito no item 4.7.3.1.

#### **4.7.3 Descrição do funcionamento do sistema-piloto**

A unidade-piloto foi instalada na estação de tratamento de efluentes em novembro de 2017 e, após instalação, passou por uma etapa de testes quando foram realizados os ajustes necessários relativos aos sistemas hidráulico e de automação. Finalizada a etapa de ajustes, a operação contínua teve início em 10/01/2018 e finalizou-se em 02/02/2018, com interrupções para realização de limpezas e pequenas manutenções.

A operação foi realizada por um período máximo diário de 16 horas, compreendendo dois turnos de trabalho.

Com relação ao arranjo, no experimento utilizou-se sistema de um estágio, com módulo de uma membrana, sem recirculação.

Na Figura 15, além de ilustrado os principais componentes do sistema-piloto de osmose reversa, está apresentado um fluxograma com indicação simplificada do funcionamento do sistema. Tal funcionamento será detalhado neste item.

O sistema foi alimentado por uma bomba, denominada bomba 1, instalada junto à base do tanque reservatório de efluente industrial tratado na ETE pelo método convencional (descrito no item 5.2). Tal reservatório possuía um sensor de nível mínimo que atuava interferindo diretamente no funcionamento da bomba, ou seja, a bomba era desligada automaticamente caso o nível mínimo fosse atingido de forma a proteger o sistema contra danos ocasionados pelo funcionamento sem fluxo de líquido. Caso o reservatório atingisse nível máximo, o excesso de água era direcionado por um dreno para a rede pública de esgoto.

Para avaliação dos parâmetros condutividade elétrica de entrada ( $C_f$ ) e pH de entrada foi instalado um ponto de coleta de amostras do efluente de alimentação antes da entrada no sistema de osmose reversa.

O filtro tipo cartucho, instalado na entrada do sistema, promoveu a retenção de material particulado por meio de pré-filtragem e filtragem em um único elemento filtrante (com tamanhos de poros de 75 e 25  $\mu\text{m}$  respectivamente). O manômetro, denominado manômetro 1, foi utilizado para monitoramento da pressão recomendada de operação do filtro (2 bar), sendo que o ajuste da pressão era feita por meio de uma válvula que controlava o fluxo de alimentação. Em todo o período do experimento o filtro operou com a pressão recomendada.

A bomba 2 conduziu o fluxo de alimentação até a membrana. A vazão de alimentação ( $Q_f$ ) foi controlada por meio do ajuste de uma válvula tipo “gaveta” e a pressão de alimentação ( $P_f$ ), ou pressão de entrada, foi monitorada por meio do manômetro 2.

Após transpor a membrana, o fluxo de permeado foi direcionado para um tanque reservatório na estação de tratamento de efluentes. Antes do reservatório foi instalado um ponto de coleta onde foram realizadas coletas para medição da vazão de permeado ( $Q_p$ ) e análise da condutividade elétrica do permeado ( $C_p$ ).

O fluxo de rejeito também foi conduzido para um tanque reservatório na estação de tratamento de efluentes e, da mesma forma, foi instalado um ponto de coleta para medição da vazão de rejeito ( $Q_r$ ). O manômetro 3, indicava a pressão do rejeito ( $P_r$ ). Não houve recirculação de rejeito.

O sistema-piloto contou com um subsistema para limpeza química, composto por um reservatório com capacidade de 200 L, filtro tipo bag de polipropileno, tubulações e válvulas. A limpeza química foi realizada pelo método de contralavagem, utilizando NaOH (hidróxido de sódio) para a solução alcalina ( $\text{pH} = 12$ ) e HCl (ácido clorídrico) para a solução ácida ( $\text{pH} = 3$ ). Foi utilizada água desmineralizada para o preparo de soluções de limpeza. Para a limpeza química por retrolavagem, válvulas eram manobradas de forma que o fluxo recirculasse pela membrana, filtro tipo bag e tanque reservatório de limpeza química (Figura 15).

O item 4.7.1 menciona que a presença de cloro livre, acima de determinada concentração, poderá causar falha prematura na membrana. Neste contexto, destaca-se que o uso de ácido clorídrico não contribui para falha prematura na membrana, pois na reação

de neutralização o ácido clorídrico se dissocia no cátion  $H^+$  e ânion cloreto ( $Cl^-$ ), o qual se liga quimicamente com cátions formando sais que não são prejudiciais às membranas.

A tubulação de permeado possuía uma variação para conduzir água até o tanque de solução para limpeza química, porém este recurso não foi utilizado. Quando houve necessidade de preparo de soluções para limpeza química, este tanque foi abastecido manualmente com água desmineralizada.

Durante a operação do sistema foram realizadas quatro limpezas químicas e nestas ocasiões outras limpezas e manutenções foram realizadas, como por exemplo, limpezas do filtro tipo cartucho e manutenções em bomba e manômetro. As paradas para tais limpezas determinavam o fim de uma campanha de amostragem. De forma geral, o critério utilizado para determinar a parada do sistema para limpeza química foi o comportamento do fluxo de permeado (Fw).

#### 4.7.3.1 *Campanhas de amostragem*

Durante o experimento foram realizadas quatro campanhas de amostragem, sendo que as necessidades de paradas para limpezas químicas, limpeza do filtro cartucho ou manutenções definiram o encerramento de cada campanha.

Considerando a totalidade do experimento, ou seja, as quatro campanhas, o sistema operou por aproximadamente 165 horas e foram realizadas 173 coletas de amostras. Ao menos a cada hora de funcionamento do sistema uma amostra foi coletada. O período e o número de amostragem de cada campanha estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Campanhas de amostragem.

<b>Campanha</b>	<b>Período</b>	<b>Tempo de operação (horas)</b>	<b>Nº de amostras</b>
1	10/01/2018 a 12/01/2018	13	15
2	15/01/2018 a 17/01/2018	22	24
3	23/01/2018 a 30/01/2018	100	102
4	31/01/2018 a 02/02/2018	30	32

As variáveis utilizadas para avaliar a eficiência do sistema com relação à remoção de contaminantes e aquelas relacionadas à operação do sistema estão apresentadas na Tabela 13. Tais variáveis foram avaliadas em cada uma das 173 amostras coletadas.

A estrutura e os recursos do laboratório existente na estação de tratamento de efluentes foram utilizados para as análises e avaliações.

Metais pesados, especialmente cromo, estão presentes no efluente de origem, assim poderia ter sido considerada a adoção de metais pesados como variável de qualidade durante o experimento. No entanto considerou-se desnecessário tendo em vista que o método convencional de tratamento empregado (antes da osmose reversa) remove os metais residuais. Essa condição foi confirmada por meio da avaliação de relatórios e documentos fornecidos pela empresa.

Tendo em vista a caracterização do efluente tratado pelo método convencional (item 5.4), a qual indica indiretamente a presença de sólidos dissolvidos que podem comprometer a prática do reúso do efluente tratado no processo produtivo, foi definida como principal variável de qualidade neste estudo a variável condutividade elétrica. A variável dureza não foi considerada tendo em vista que o laboratório da ETE não possui recursos para análise deste parâmetro e análises por laboratório externo poderiam inviabilizar o experimento tendo em vista o número significativo de amostras e os custos associados.

Tabela 13 – Variáveis operacionais e de qualidade avaliadas durante o experimento.

Variável	Unidade
Vazão de permeado (Qp)	L/h
Vazão de rejeito (Qr)	L/h
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h
Taxa de Recuperação (r)	%
Pressão de entrada (Pf)	bar
Condutividade elétrica de entrada (Cf)	μS/cm
pH de alimentação	–
Condutividade elétrica de saída (Cp)	μS/cm
pH do permeado	–
Fator de rejeição (R)	%

As vazões de permeado (Qp) e de rejeito (Qr) foram medidas através do método conhecido como método volumétrico. Foi medido o tempo gasto para o enchimento de um recipiente com volume de 0,5L, sendo a vazão  $Q = \text{volume}/\text{tempo}$ . A soma da vazão de permeado e vazão de rejeito é a vazão total do sistema no momento da amostragem, denominada vazão de alimentação ou Qf.

O fluxo de permeado (Fw) foi calculado a partir da Equação 01:

$$Fw = \frac{Q_p}{A} \quad (01)$$

Em que  $Q_p$  é a vazão de permeado e  $A$  é a área da membrana indicada pelo fabricante.

A taxa de recuperação ( $r$ ) foi obtida utilizando a Equação 02:

$$r = \frac{Q_p}{Q_f} \times 100 \quad (02)$$

Em que  $Q_p$  é a vazão de permeado e  $Q_f$  a vazão de alimentação.

A variável utilizada para avaliar a eficiência do sistema com relação à remoção de contaminantes foi a condutividade elétrica, em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O método utilizado foi o condutivimétrico, com o auxílio de um condutivímetro portátil da marca OAKTON, modelo CON-11, utilizando como referência a metodologia 2510B do *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*.

Durante cada amostragem, foram medidos os valores de condutividade elétrica na entrada (ou condutividade de alimentação,  $C_f$ ) e valores de condutividade elétrica de saída (ou condutividade do permeado,  $C_p$ ).

Considerando a condutividade elétrica como variável de qualidade, foi calculado o fator de rejeição ( $R$ ), em %, para avaliação da quantidade de contaminantes retidos na membrana. Para tanto foi utilizada a Equação 03:

$$R = \left( \frac{C_f - C_p}{C_f} \right) \times 100 \quad (03)$$

Em que,  $C_f$  é a concentração do soluto na alimentação, e  $C_p$  é a concentração do soluto no permeado.

A variável operacional relacionada à pressão, ou seja, pressão de entrada ( $P_f$ ), foi monitorada por meio de manômetro 2 instalado no sistema, e que está apresentado na Figura 15.

Valores de pH de alimentação e pH do permeado foram obtidos por meio do método eletrométrico, utilizando para tanto um equipamento phmetro da marca DIGIMED, modelo DM-2P.

Para o registro dos resultados referentes às variáveis avaliadas foi criado e preenchido um formulário, e, posteriormente, uma planilha eletrônica.

Na fase final do experimento, mais especificamente em 01 de fevereiro de 2018, foi realizada uma amostragem com a finalidade específica de comparar a qualidade de uma amostra de permeado com a qualidade requerida para reúso da água em banhos de lavagem, conforme critérios estabelecidos pela empresa e apresentados no item 5.5.3. Para avaliação de pH desta amostra específica foi utilizada a mesma metodologia descrita para avaliação de pH de permeado. Os parâmetros flúor e cloreto foram determinados por espectrofotometria, utilizando as metodologias ditadas pelo *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*, 4500D e 4110B, respectivamente. Para tanto, foi utilizado o equipamento espectrofotômetro marca Micronal, modelo B-572. O método empregado para determinação de sólidos foi o gravimétrico seguindo a metodologia da norma ABNT NBR 10664:1989.

#### **4.8 Etapa 7 – Viabilidade econômica**

Para avaliação da viabilidade econômica da utilização do permeado de um futuro sistema real de osmose reversa, os custos atuais relacionados ao uso da água (item 5.5.2) foram comparados com os custos estimados para instalação, locação, manutenção e operação de um sistema de osmose reversa.

Uma empresa especializada, a qual já realiza a operação da estação de tratamento de efluentes, foi contatada para orçar a locação, manutenção e operação de um sistema de osmose reversa considerando aspectos relevantes definidos a partir dos resultados deste estudo-piloto. A mesma empresa foi consultada quanto aos custos relacionados à compra de membrana e filtro cartucho para substituição durante manutenções.

Investimentos necessários para adequação da estrutura da empresa, visando a instalação do sistema de reúso, também tiveram seus custos estimados com base em custos com obras semelhantes realizadas recentemente pela empresa.

A empresa estudada adota o prazo de até dois anos para concluir pela viabilidade econômica de projetos. Desta forma, foi utilizado este critério no estudo de viabilidade econômica da utilização da osmose reversa.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Etapa 1 - Identificação dos processos geradores de efluentes

As linhas produtivas denominadas linha 1, linha 2 e linha 3, que serão detalhadas neste item, possuem tanques nos quais geralmente as peças sofrem imersão em soluções químicas concentradas e, posteriormente, lavagem com água.

Os processos de imersão das peças em soluções químicas concentradas geram os efluentes denominados “concentrados”. Já os processos subsequentes, de lavagem das peças com água, geram efluentes denominados “diluídos”.

As peças ficam imersas nos tanques por tempos pré-determinados os quais são estabelecidos em procedimentos operacionais internos. Normas e procedimentos internos também definem a composição de cada solução, seja concentrada ou os banhos de lavagem.

Visando garantir a qualidade do produto, são monitorados parâmetros das soluções contidas dentro dos tanques, sendo que estes parâmetros determinam a necessidade de adição de produtos químicos (reforço) ou descarte dos efluentes.

Além dos descartes das soluções contidas dentro dos tanques das linhas produtivas, há ainda a descarga das soluções dos sistemas de controle da poluição atmosférica (lavadores de gases) e dos sistemas de desmineralização da água. Os efluentes gerados a partir dos descartes dos lavadores de gases e dos sistemas de desmineralização da água são caracterizados como efluentes “diluídos”.

A grande maioria dos efluentes gerados e descartados é direcionada para uma estação de tratamento de efluentes (ETE) localizada no interior da fábrica. Exceções serão detalhadas nos itens 5.1.1 a 5.1.3. Após o tratamento, a água tratada é lançada na rede pública coletora de esgoto.

#### 5.1.1 *Linha 1 – Tratamento de superfície*

Na linha 1, ocorre o processo de tratamento de superfície cujo objetivo é aplicar um revestimento anti-corrosivo nas peças. Os revestimentos, não-metálicos e inorgânicos, são formados diretamente na superfície da peça e obtidos por reações químicas e eletroquímicas. Dois tipos de tratamento de superfície são empregados na linha 1: a cromatização (ou conversão química) e a anodização crômica (ou conversão

eletroquímica). Ambos não possuem banhos que contém cianetos. O tipo de tratamento de superfície aplicado (cromatização ou anodização crômica) vai depender da função que a peça irá exercer no produto acabado.

Os processos produtivos que compreendem a linha 1, os pontos de entrada de água e produtos químicos, os tanques e os pontos de saídas de efluentes para a estação de tratamento estão apresentados na Figura 18.

Antes do tratamento de superfície, ou seja, antes da cromatização ou da anodização crômica, há a etapa denominada pré-tratamento de superfície. Esta etapa de pré-tratamento consiste na limpeza das peças utilizando desengraxante alcalino e ácidos para a decapagem.

Inicialmente, as peças são banhadas em um tanque (tanque 1.1) contendo solução concentrada de desengraxante alcalino (produto comercial composto por surfactantes, xileno sulfonato de sódio e etanolamina). A solução é aquecida e o objetivo deste processo inicial de limpeza é remover óleos e outras sujidades das peças. Após a imersão no banho desengraxante, as peças passam por uma lavagem com água no tanque 1.2 e/ou no tanque 1.3.

A frequência de descarte do efluente do tanque de desengraxante alcalino (efluente concentrado alcalino) é de aproximadamente 90 dias.

Cabe ressaltar que os efluentes diluídos dos tanques de lavagem 1.2 e 1.3, localizados imediatamente após o tanque de desengraxante alcalino, não são descartados diretamente para a estação de tratamento de efluentes e sim, reutilizados na linha 2. Os efluentes são direcionados ao reúso uma vez por semana.

No processo de limpeza seguinte as peças passam pela decapagem ácida (tanque 1.4), banho concentrado contendo solução de ácido crômico e ácido fluorídrico. O objetivo é remover carepas de laminação, óxidos e outros compostos geralmente produtos da corrosão. A cada três meses aproximadamente há o descarte completo deste banho para a estação de tratamento de efluentes, mas, na medida em que a concentração de ácidos diminui, são feitos reforços adicionando mais ácido fluorídrico.

O objetivo do próximo banho de limpeza (tanque 1.5) denominado decapagem triácida é o mesmo do tanque 1.4, no entanto este banho é específico para peças que passarão pelo processo de ensaio não destrutivo (linha 3). Além dos ácidos crômico e fluorídrico, possui ainda o ácido nítrico. O efluente concentrado é descartado para a estação de tratamento de efluentes a cada três meses, aproximadamente.



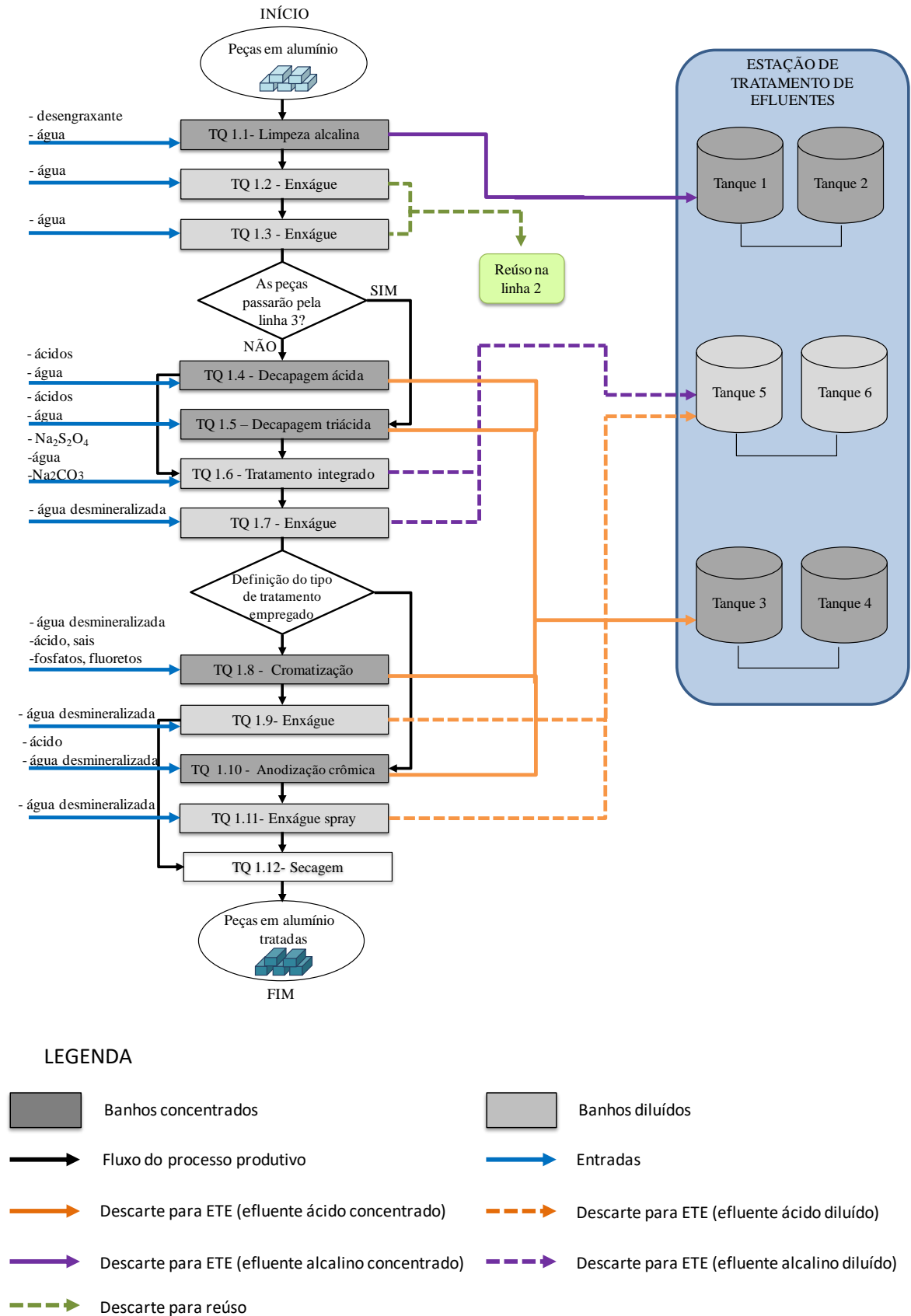


Figura 18 – Fluxograma do processo de tratamento de superfície desenvolvido na linha 1.

Em seguida, ainda compreendendo o pré-tratamento, as peças são submetidas a um banho chamado de tratamento integrado (tanque 1.6) cuja função é neutralizar possíveis arrastes de ácidos e evitar a contaminação do banho seguinte. Neste banho emprega-se uma solução contendo hidrossulfito de sódio e carbonato de sódio. Nesta etapa, há também redução parcial do cromo hexavalente para o cromo trivalente. Esta solução, de característica alcalina, é descartada mensalmente para a estação de tratamento de efluentes.

A última etapa do pré-tratamento na linha 1 é a lavagem das peças no tanque 1.7 utilizando-se água desmineralizada, cujo efluente diluído é descartado para a estação de tratamento de efluentes semanalmente.

Conforme informado neste item, são empregados dois processos de tratamento de superfícies distintos: a cromatização e a anodização crômica.

Dá-se o nome de cromatização ao processo no qual o revestimento obtido é produzido em soluções contendo cromatos ou ácido crômico. No processo estudado, utiliza-se um produto comercial contendo ácido crômico, fosfato, fluoretos e sais de sódio e potássio. A finalidade é transformar a superfície do alumínio em uma película mista, de óxido de alumínio, óxido de cromo e fosfato de alumínio, com características menos ativas e conseqüentemente mais resistentes à corrosão.

O processo de cromatização também é conhecido como conversão química pois as reações não envolvem o uso de corrente elétrica externa como na anodização. A formação da camada protetora ocorre simplesmente pela reação química da superfície entre o substrato e a solução envolvente.

O efluente concentrado do tanque de cromatização (tq 1.8) possui característica ácida e é descartado uma vez ao ano para a estação de tratamento de efluentes. A cromatização é aplicada como base para pintura das peças que, no produto final, estarão dispostas em locais menos sujeitos à corrosão. O banho seguinte é um enxágue com água desmineralizada no tanque 1.9, cujo efluente diluído é descartado para a estação de tratamento de efluentes semanalmente.

A anodização crômica é empregada para aumentar a resistência à corrosão e ao mesmo tempo prover uma grande aderência à pintura. É indicada para peças sujeitas a deformação e aquecimento, devido à flexibilidade da sua camada.

Neste processo, também chamado de conversão eletroquímica, as peças são conectadas a um polo negativo de um transformador retificador (ânodo) e o polo positivo é o próprio tanque. Assim o material a ser protegido (peça) é o ânodo em uma cuba

eletrolítica. O tanque 1.10 possui ácido crômico, água em uma temperatura de 32°C a 37°C e tensão de 20V a 40V. A função da corrente elétrica é forçar a formação de óxido de alumínio que se adere a peça e possui alta resistência elétrica, funcionando com uma camada protetora.

A solução ácida recircula no tanque de anodização crômica, havendo reforços de ácido crômico quando necessário. O descarte deste banho contendo efluente concentrado ácido ocorre a cada seis meses aproximadamente.

Após a anodização crômica a peça passa por uma lavagem em *spray* com água desmineralizada (tanque 1.11), a qual é descartada continuamente para a estação de tratamento de efluentes.

A última etapa no processo de tratamento de superfície é a secagem em estufa (tq 1.12).

Na Tabela 14 está apresentada uma descrição dos processos produtivos e respectivas etapas do tratamento de superfície desenvolvido na linha 1, bem como o volume de cada tanque e características dos efluentes gerados.

Tabela 14 – Volumes dos tanques, características dos efluentes gerados na linha 1 e respectivas etapas do tratamento de superfície.

<b>Etapa do processo</b>	<b>Tanque e processo</b>	<b>Volume do tanque (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Característica do efluente</b>
Pré-tratamento	TQ 1.1 – Limpeza alcalina	38,5	Alcalino concentrado
	TQ 1.2 - Enxágue	25	Alcalino diluído
	TQ 1.3 - Enxágue	25	Alcalino diluído
	TQ 1.4 - Decapagem ácida	25	Ácido concentrado
	TQ 1.5 – Decapagem triácida	25	Ácido concentrado
	TQ 1.6 - Tratamento integrado	25	Alcalino diluído
	TQ 1.7 - Enxágue	25	Alcalino diluído
Tratamento	TQ 1.8 - Cromatização	25	Ácido concentrado
Pós-tratamento	TQ 1.9- Enxágue	25	Ácido diluído
Tratamento	TQ 1.10 - Anodização crômica	25	Ácido concentrado
Pós-tratamento	TQ 1.11- Enxágue spray	25	Ácido diluído
	TQ 1.12- Secagem	N/A	N/A

Nota: N/A = Não aplicável

### 5.1.2 ***Linha 2 – Mascaramento e usinagem química***

Na linha 2 é realizado o processo conhecido como mascaramento e usinagem química. O mascaramento é um processo de preparação e proteção das peças para a usinagem química.

Os processos produtivos que compreendem a linha 2, os pontos de entrada de água e produtos químicos, os tanques e os pontos de saídas de efluentes para a estação de tratamento estão apresentados na Figura 19.

O mascaramento das peças de alumínio consiste em recobri-las totalmente, em ambas as faces, com uma camada uniforme de um filme que suporte a solução de ataque que irá usinar quimicamente as peças. Por este motivo, considera-se o processo de mascaramento uma preparação para a usinagem química.

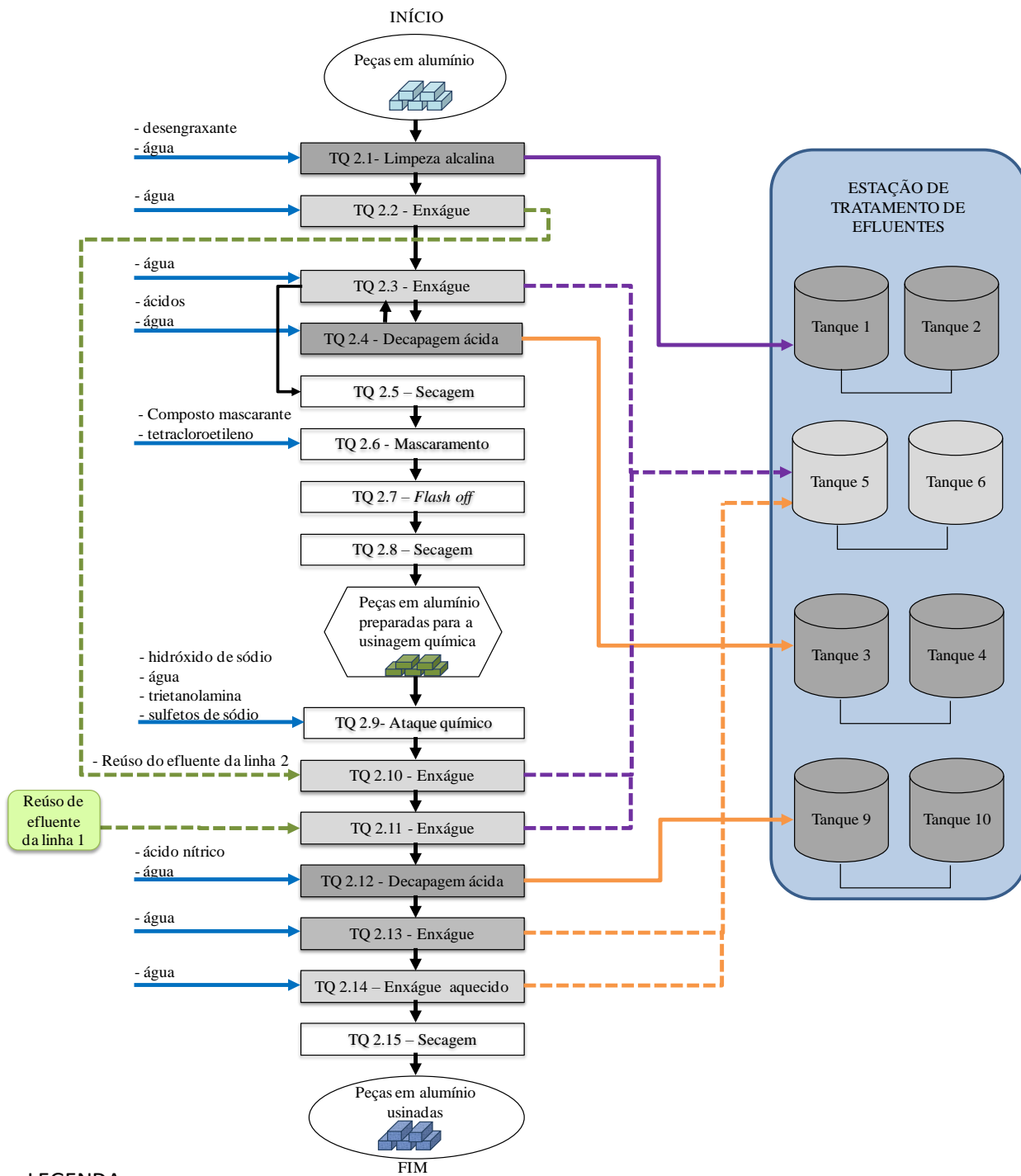
No mascaramento, o recobrimento das peças com o filme é feito por meio da imersão das mesmas em um tanque contendo o composto mascarante, comumente chamado de *mask*.

Antes da imersão no tanque de mascaramento é realizado um processo de limpeza das peças. A limpeza é de extrema importância, pois irá garantir a perfeita aderência do *mask*. Inclui o uso de desengraxante alcalino e decapagem ácida, processos com objetivos semelhantes aos indicados na linha 1.

Para iniciar a limpeza das peças, estas são imersas em um tanque (tq 2.1) com desengraxante alcalino aquecido. O produto é o mesmo utilizado no tanque 1.1, assim como a frequência de descarte deste efluente concentrado para a estação de tratamento de efluentes (a cada três meses).

Em seguida há uma dupla lavagem com água (tanques 2.2 e 2.3). O efluente diluído do tanque 2.2 é descartado 2 vezes por semana sendo encaminhado para reutilização como solução de lavagem de peças no tanque 2.10. Já o efluente diluído do tanque 2.3 é descartado duas vezes por semana para a estação de tratamento de efluentes.

Ainda dentro do processo de limpeza antes do mascaramento, as peças passam pela decapagem ácida (tanque 2.4), banho contendo solução de ácido nítrico e um produto comercial que apresenta em sua composição sulfato férrico, ácido sulfúrico, bifluoreto de amônio e dimolibdato de amônio. As peças sofrem imersão nesta solução com o objetivo de remover produtos de corrosão. Tal solução ácida concentrada é descartada a cada três meses, aproximadamente, para a estação de tratamento de efluentes.



**LEGENDA**










- |   |   |
|---|---|
|  Banhos concentrados                               |  Banhos diluídos                               |
|  Fluxo do processo produtivo                       |  Entradas                                      |
|  Descarte para ETE (efluente ácido concentrado)    |  Descarte para ETE (efluente ácido diluído)    |
|  Descarte para ETE (efluente alcalino concentrado) |  Descarte para ETE (efluente alcalino diluído) |
|  Descarte para reúso                               |   |

Figura 19 – Fluxograma do processo de mascaramento e usinagem química desenvolvido na linha 2.

Após a decapagem ácida as peças ou chapas retornam para enxágue com água no tanque anterior (tanque 2.3) e então são posicionadas em uma estufa (tq 2.5) para secagem.

A próxima etapa, o mascaramento das peças, consiste no mergulho e recobrimento das peças com uma camada uniforme de um filme denominado *mask*. A solução mascarante (contida no tanque 2.6) é a base de solvente tetracloroetileno e silicato de magnésio hidratado. A partir da interpretação de resultados de viscosidade do banho, é realizada adição de produtos químicos. Desta forma, são realizados apenas reforços e não há descartes deste banho para a estação de tratamento de efluentes.

Antes da secagem em estufa (tq 2.8), última etapa da linha 2, as peças permanecem por aproximadamente 20 minutos em um compartimento denominado *flash off* (tq 2.7) usado para a cura do *mask*.

Após o processo de cura, parte do *mask* é recortada das peças. O objetivo do recorte é desproteger partes das peças que, na usinagem química, deverão ser atacadas pela solução corrosiva que promove a remoção de material.

A usinagem química é um processo que consiste na imersão de peças, previamente preparadas, em solução química com concentração conhecida e por tempo determinado, de forma a remover o material da superfície exposta. O objetivo principal deste processo é a redução de peso do produto, promovendo a redução de espessura em regiões da peça que não comprometa o desempenho estrutural esperado. A quantidade de material removida ou a profundidade do sulco é controlada pelo tempo de imersão e pela concentração da solução química utilizada.

As peças são mergulhadas em um tanque (2.9) contendo uma solução concentrada de hidróxido de sódio (soda cáustica), trietanolamina e um produto comercial o qual contém polissulfeto de sódio, hidróxido de sódio e sulfeto de sódio. Os critérios de descarte da solução para montagem de um novo banho são a concentração de hidróxido de sódio e a concentração de alumínio. O descarte e troca do banho são feitos a cada vinte dias aproximadamente. O efluente concentrado alcalino com borra de alumínio não é tratado na estação de tratamento de efluentes, mas encaminhado para empresa especializada no tratamento desse tipo de resíduo.

A próxima etapa é a remoção de resíduos de soda cáustica das peças. Para tanto as peças são imersas no tanque 2.10 o qual contém água de reúso proveniente do tanque 2.2. Um novo enxágue, desta vez com água de reúso proveniente da linha 1 (tanques 1.2 e 1.3), ocorre no tanque 2.11. Ambos os banhos contendo efluentes diluídos são descartados duas vezes por semana.

Tendo em vista que pode haver ainda resíduos de hidróxido de sódio, há a decapagem ou desoxidação ácida em solução de ácido nítrico (tq 2.12). Este banho contendo efluente concentrado é descartado anualmente.

Em seguida, com o objetivo de remover resíduos do banho anterior, as peças são imersas em água no tanque 2.13 e, posteriormente, imersas no tanque 2.14 que também possui água porém é aquecido a cerca de 70°C. Os efluentes diluídos dos tanques 2.13 e 2.14 são descartados, respectivamente, duas vezes por semana e uma vez por semana.

A etapa final consiste na secagem em estufa em temperatura de 70°C (tq 2.15).

Na Tabela 15 estão apresentados os processos produtivos desenvolvidos na linha 2, bem como o volume de cada tanque e características dos efluentes gerados.

Tabela 15 – Processos, volumes dos tanques e características dos efluentes gerados na linha 2.

<b>Tanque e processo</b>	<b>Volume do tanque (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Característica do efluente</b>
TQ 2.1- Limpeza alcalina	38,5	Alcalino concentrado
TQ 2.2 - Enxágue	25	Alcalino diluído
TQ 2.3 - Enxágue	25	Alcalino diluído
TQ 2.4 - Decapagem ácida	25	Ácido concentrado
TQ 2.5 – Secagem	N/A	N/A
TQ 2.6 - Mascaramento	25	N/A
TQ 2.7 – <i>Flash off</i>	N/A	N/A
TQ 2.8 – Secagem	N/A	N/A
TQ 2.9- Ataque químico	40	N/A
TQ 2.10 - Enxágue	31	Alcalino diluído
TQ 2.11 - Enxágue	31	Alcalino diluído
TQ 2.12 - Decapagem ácida	31	Ácido concentrado
TQ 2.13 - Enxágue	31	Ácido diluído
TQ 2.14 – Enxágue aquecido	31	Ácido diluído
TQ 2.15 – Secagem	N/A	N/A

Nota: N/A = Não aplicável

### 5.1.3 Linha 3 – Ensaio não destrutivo

Na linha 3 é realizado o ensaio não destrutivo por líquido penetrante. O objetivo deste processo é a identificação de descontinuidades superficiais nas peças, como por exemplo, trincas e outras descontinuidades oriundas da laminação, fundição, soldas, tratamentos térmicos e outros processos.

Na Figura 20 estão apresentados os processos produtivos que compreendem a linha 3, os pontos de entrada de água e produtos químicos, os tanques e o ponto de saída de efluente para a estação de tratamento.

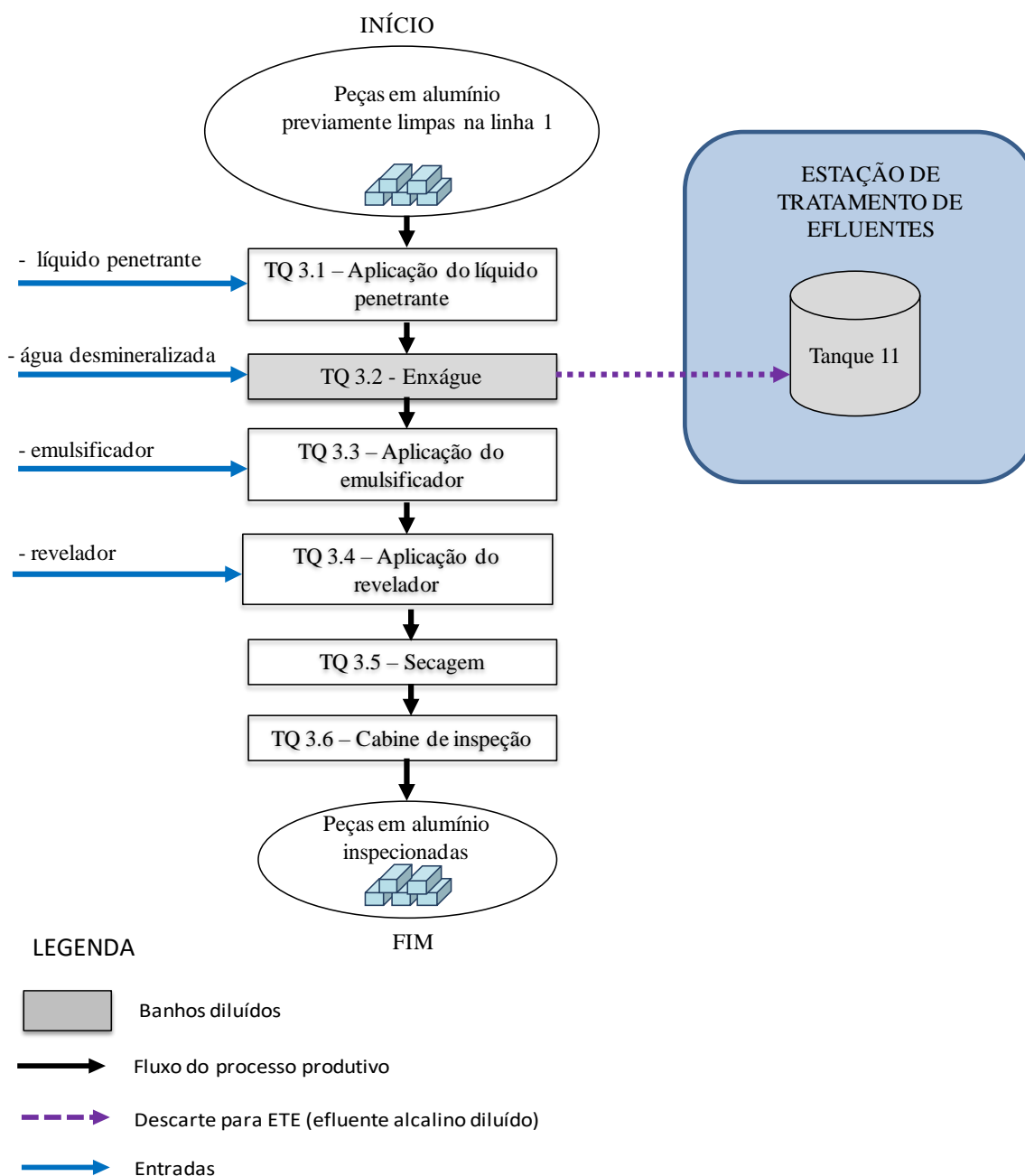


Figura 20 - Fluxograma do processo de ensaio não destrutivo desenvolvido na linha 3.



O método de ensaio por líquido penetrante está baseado no fenômeno da capilaridade, que é o poder de penetração de um líquido em áreas extremamente pequenas devido a sua baixa tensão superficial. A aplicação de um revelador irá mostrar a localização de possíveis trincas superficiais e/ou outras descontinuidades.

A inspeção por líquidos penetrantes deve ser executada logo após a limpeza da peça. Todas as superfícies a inspecionar devem estar limpas, secas e livres de sujeira, óleo, graxa, tinta e outros revestimentos, corrosão, carepa, manchas, escória, resíduos químicos ou quaisquer outros materiais que impeçam o líquido penetrante de entrar nas descontinuidades, reduzam o contraste ou produzam um fundo excessivo. Desta forma, todas as peças sofrem limpeza por decapagem triácida no tanque 1.5 da linha 1, antes do processo de ensaio não destrutivo.

Após a limpeza, as peças recebem a aplicação por aspersão do líquido penetrante em toda a superfície a inspecionar. A aplicação ocorre no tanque 3.1. O líquido penetrante é composto por uma mistura de solventes, tensoativos e corantes. Após certo tempo o líquido de cor verde irá penetrar na peça.

Após esta etapa de aplicação do líquido penetrante, o excesso é removido por gravidade. Todo o resíduo de líquido penetrante gerado é acondicionado em tambores e encaminhado para tratamento externo. Não há descartes deste produto para estação de tratamento de efluentes.

No tanque 3.2 é realizada a lavagem das peças para remoção de possíveis excessos de líquido penetrante que não foram removidos por gravidade. Para tanto, utiliza-se água desmineralizada aplicada de forma corrente e o efluente diluído é encaminhado de forma contínua para a estação de tratamento de efluentes. O tanque 3.2 possui 28,4m<sup>3</sup>.

Para garantir a remoção de todo o excesso do líquido penetrante da superfície da peça ocorre a aplicação do emulsificador (mistura de alcoóis, tensoativos e solventes) no tanque 3.3 e em seguida uma nova lavagem com água desmineralizada (tanque 3.2). Não há histórico de descarte do emulsificador para a estação de tratamento de efluentes.

Em seguida é aplicado o revelador (tanque 3.4), um preparado de nitrito de sódio e sais de sódio e potássio, e realizada a secagem em estufa com temperatura entre 60°C e 70°C. Da mesma forma que o líquido penetrante, o revelador é encaminhado para tratamento externo não havendo o encaminhamento para estação de tratamento de efluentes.

A última etapa do processo é o encaminhamento das peças para a cabine de inspeção com o objetivo de verificar se há descontinuidades nas peças. A inspeção é feita

sob luz negra em ambiente escurecido. Toda concentração fluorescente que se destaque da fluorescência de fundo deve ser considerada uma indicação a ser interpretada, podendo ser uma descontinuidade na peça.

#### **5.1.4 Sistema de controle da poluição atmosférica**

Os processos produtivos desenvolvidos nas linhas químicas 1 e 2, englobam atividades que resultam na emissão de substâncias gasosas para a atmosfera. Neste caso, as emissões atmosféricas incluem: vapores de desengraxantes e névoas das operações que envolvem soluções químicas concentradas. Da mesma forma, ocorre a emissão de gases em operações da ETE que envolvem o uso de produtos químicos, como por exemplo, a preparação de reagentes, a redução do cromo hexavalente, o ajuste de pH, etc.

Estas substâncias gasosas emitidas, tanto no processo de produção quanto na estação de tratamento de efluentes, apresentam odor e/ou potencial de poluição do ar. Portanto, para eliminar ou reduzir o potencial de poluição atmosférica, são utilizados sistemas de controle da poluição atmosférica.

Os sistemas de controle e tratamento dos gases gerados são baseados na exaustão e direcionamento dos gases para lavadores de gases. Os lavadores de gases são dispositivos usados para a limpeza de correntes gasosas devido a sua capacidade de remoção tanto de poluentes gasosos como de material particulado em suspensão. A lavagem consiste em colocar em contato a corrente gasosa com água. Para promover este contato e interação, a água é aplicada com spray de alta pressão e recircula dentro da torre do lavador.

O sistema de tratamento de emissões atmosféricas utilizado na empresa estudada é constituído por nove torres de lavagem (lavadores de gases) que atendem as linhas 1, 2 e a ETE, conforme está ilustrado na Figura 21.

Diariamente, há a coleta de amostras de água em cada um dos nove reservatórios das torres de lavagem. O objetivo da coleta é o monitoramento da qualidade da solução usada para lavagem dos gases, através da análise dos parâmetros pH, cromo hexavalente e sólidos sedimentáveis. As análises são feitas no laboratório da estação de tratamento de efluentes. O pH é obtido por meio do método eletrométrico, utilizando para tanto um equipamento phmetro da marca DIGIMED, modelo DM-2P. A avaliação de cromo hexavalente é realizada utilizando o método colorimétrico com comparador de discos, *MColortest*, da Merck, o qual utiliza o reagente difenilcarbazida, conforme metodologia 3500B do *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*. A

determinação de sólidos sedimentáveis é feita pelo método do Cone Imhoff, conforme NBR 10561/1988 que estabelece o Método para Determinação de Resíduo Sedimentável – Método do Cone de Imhoff.

Os resultados das análises são comparados com padrões operacionais estabelecidos e, quando estes padrões não são atendidos, há o descarte da solução para a estação de tratamento de efluentes e a reposição do reservatório com água. Os efluentes gerados são caracterizados como diluídos e podem ter características ácidas ou alcalinas dependendo do tanque no qual ocorre a exaustão dos gases.

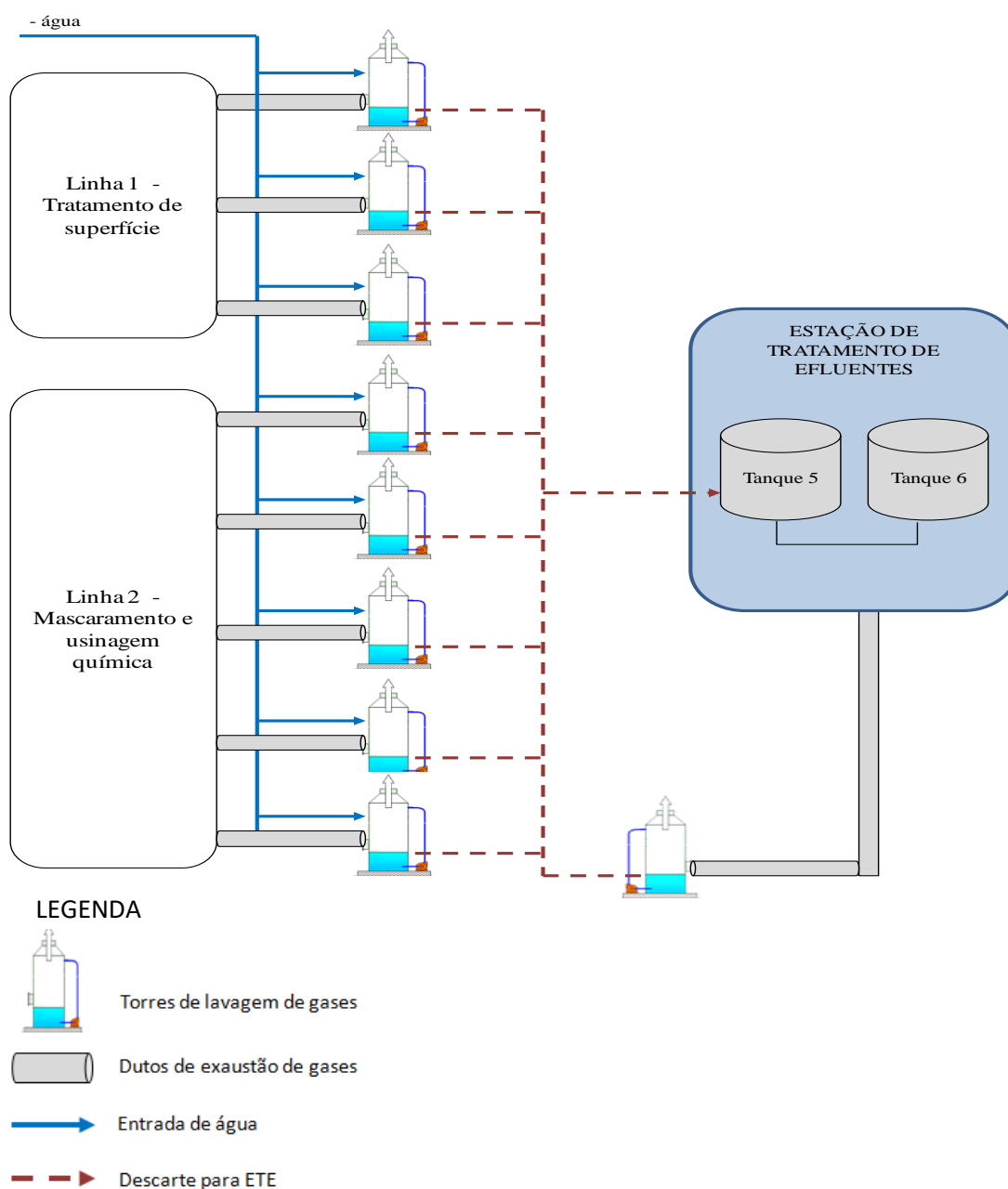


Figura 21 – Geração de efluentes a partir do sistema de controle da poluição atmosférica.

### 5.1.5 **Sistema de desmineralização da água**

Conforme está ilustrado nas Figuras 18 e 20, alguns processos desenvolvidos pela indústria estudada requerem água desmineralizada.

A desmineralização da água consiste na redução de sólidos dissolvidos totais até serem atingidos níveis de qualidade estabelecidos pela indústria, dependendo do uso requerido da água.

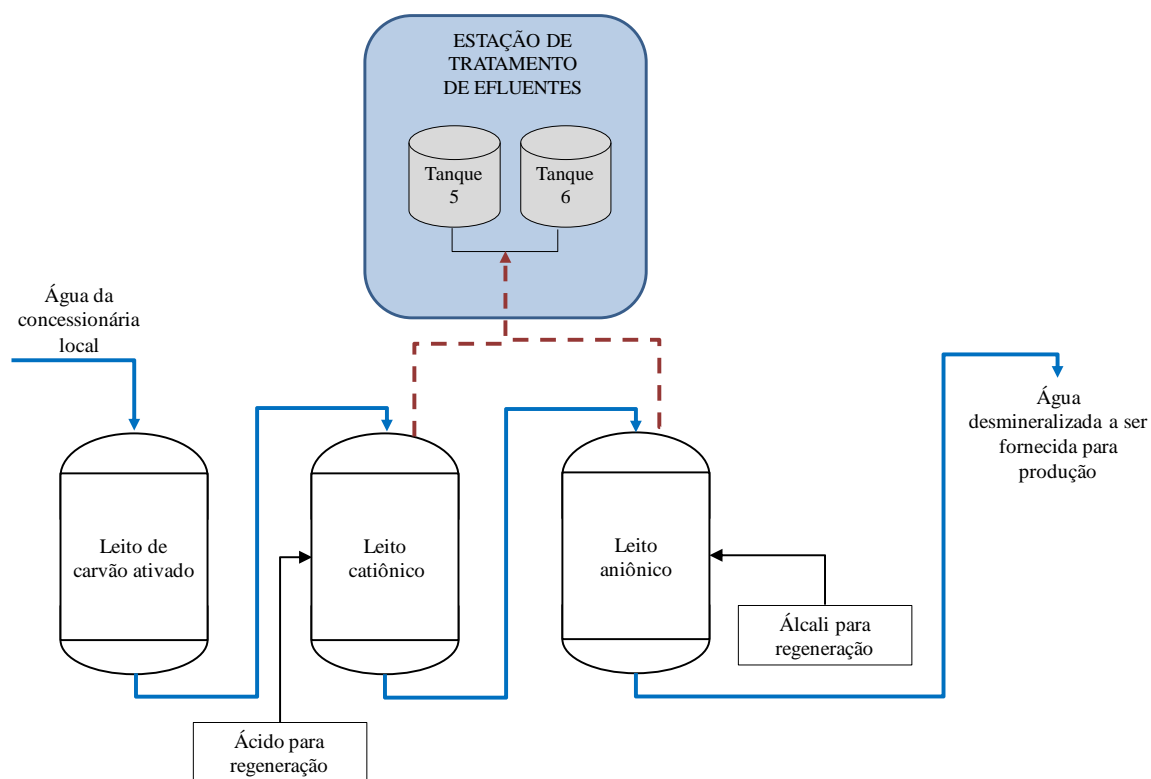
Na indústria estudada a desmineralização da água é realizada através do processo de troca iônica. Existem dois sistemas distintos denominados “sistema desmi 01” e “sistema desmi 02”. Cada um deles é composto por um leito de carvão ativado, um leito catiônico e um leito aniônico.

Troca iônica é uma operação unitária na qual ocorre a substituição de íons específicos de uma fase sólida insolúvel por outras espécies de íons presentes em uma solução (Metcalf & Eddy, 2016).

No processo estudado, inicialmente a água fornecida pela concessionária local (água bruta) passa pelo leito de carvão ativado para a remoção de cloro. Esta etapa é necessária para proteção das resinas contidas nos leitos seguintes (catiônico e aniônico). Em seguida a corrente de água passa por um leito catiônico no qual os íons com carga positiva são substituídos por íons  $H^+$ . A corrente do leito catiônico alimenta o leito aniônico, no qual os ânions são substituídos por íons  $OH^-$ , os quais reagem com os íons  $H^+$  liberados no leito catiônico para formar água. A água então é fornecida para os processos industriais que demandam água desmineralizada.

Quando as capacidades das resinas são exauridas, os leitos são submetidos a uma operação de contralavagem para a remoção de sólidos em suspensão e regeneração das resinas. O efluente diluído proveniente desta limpeza e regeneração, o qual pode possuir característica ácida ou alcalina, é direcionado para tratamento na ETE uma vez por semana aproximadamente.

Na Figura 22 está ilustrada uma das linhas de desmineralização de água existente na indústria, bem como a geração de efluente a partir da limpeza e regeneração.



#### LEGENDA

- Fluxo de água
- - - → Efluente da limpeza e regeneração direcionado para ETE

Figura 22 – Processo de desmineralização de água e geração de efluentes a partir da limpeza e regeneração do sistema.

## 5.2 Etapa 2 - Descrição do tratamento empregado

O tratamento dos efluentes industriais gerados é realizado em uma estação de tratamento operada por empresa terceirizada.

O tratamento de efluentes é físico-químico, baseado na precipitação química, seguida de floculação e sedimentação. O método empregado é conhecido como um método convencional da indústria de galvanoplastia.

Os processos de tratamento de superfície empregados não utilizam banhos que contém cianetos, portanto não há a geração e o tratamento de efluente contendo cianetos.

Um fluxograma simplificado do processo de tratamento empregado está apresentado na Figura 23.

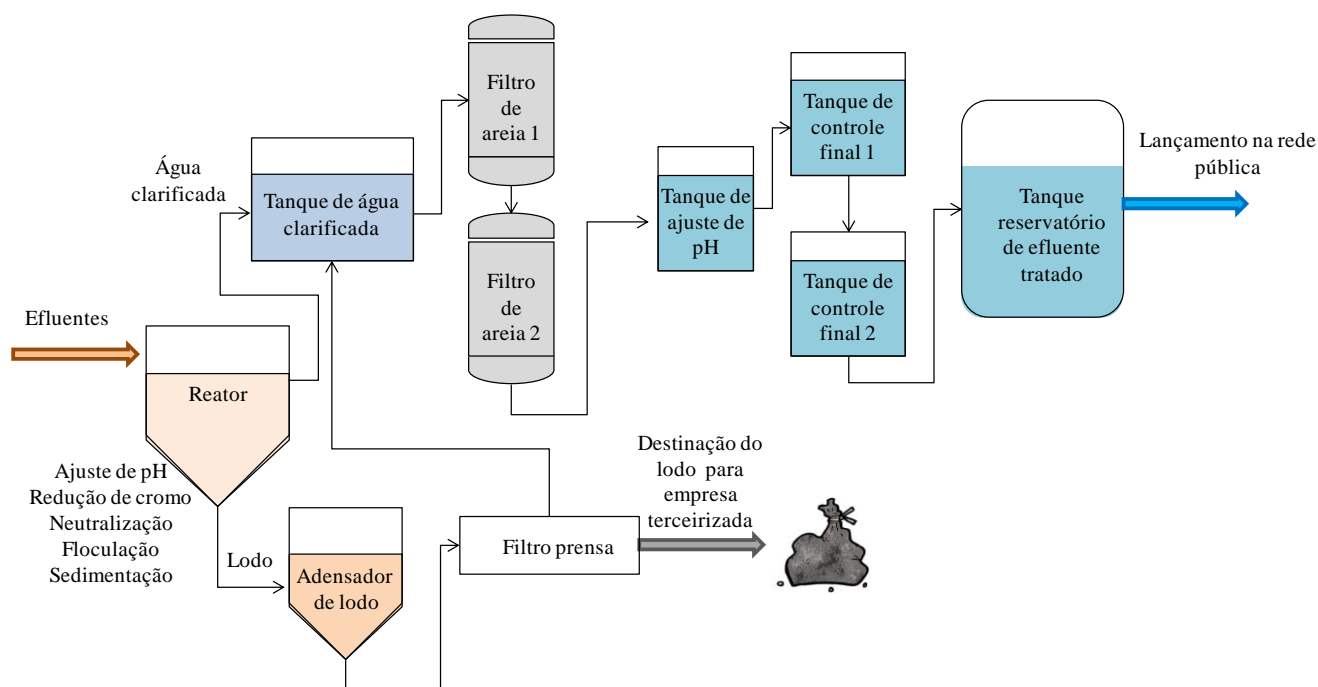


Figura 23 – Processo de tratamento de efluentes empregado na indústria de galvanoplastia.

Os pontos de geração, ou origem dos efluentes, foram identificados e ilustrados por meio de linhas e setas nas figuras dos itens 5.1.1 a 5.1.5. As linhas de cor laranja representam efluentes ácidos, as linhas de cor roxa representam efluentes alcalinos e as linhas de cor marrom representam efluentes que podem ter características de efluentes ácidos ou alcalinos.

Ao serem descartados, os efluentes são direcionados, por gravidade, para tanques de recebimento e armazenamento temporário específicos, definidos conforme a característica de cada líquido. São 11 tanques localizados no prédio da estação de tratamento de efluentes (Figura 24). Os tanques 7 e 8 não estão ilustrados na Figura 24 pois armazenam efluente do tanque 2.9 (ataque químico, linha 2) que, conforme informado anteriormente, não é tratado internamente.

Atualmente a operação das linhas produtivas denominadas linhas químicas (linhas 1, 2 e 3) ocorre de forma relativamente constante, o que permite a definição de um plano de descartes de efluentes e o planejamento do tratamento dos efluentes na ETE. Tal plano sofre alterações em casos de situações não planejadas, como por exemplo, manutenção corretiva, ou ainda em função da variação da demanda de produção.

A estação de tratamento funciona em dois turnos e tem sua operação por batelada, ou seja, trata “lotes” de efluentes, de forma descontínua.

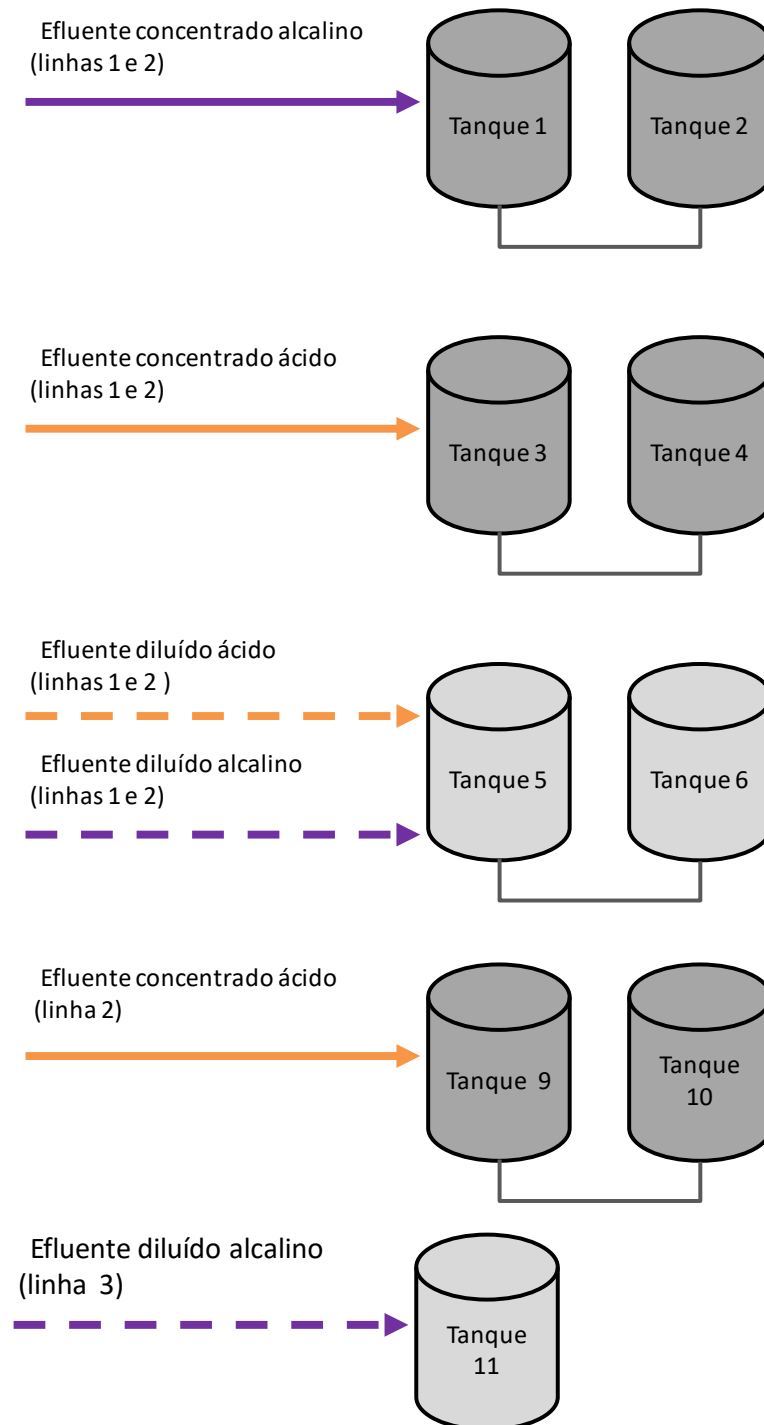


Figura 24 – Tipos de efluentes encaminhados para a estação de tratamento e respectivos tanques de recebimento e armazenamento temporário.

Os efluentes armazenados nos tanques que estão indicados na Figura 24 são encaminhados para um reator. No reator é realizada a equalização e, sob agitação mecânica, o pH da solução é ajustado. Para o ajuste de pH é comum o uso do próprio efluente como acidificante ou alcalinizante para a equalização. Por exemplo, em banhos de lavagem com característica alcalina é misturado, de forma planejada e monitorada, efluente ácido concentrado.

O critério de ajuste do pH depende da existência ou não de Cr (VI) na solução, a qual é avaliada por meio de teste de cromatos. Para este teste é utilizado o método colorimétrico com comparador de discos, *MColorstest*, da Merck, conforme metodologia 3500B do *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater*.

Quando há traços de Cr (VI), o pH é ajustado para 1 utilizando como reagente o ácido clorídrico (HCl), ou ainda um volume do próprio efluente com característica ácida.

O Cr (VI) é reduzido para Cr(III) por meio da adição de metabissulfito de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ ). A reação de redução é acompanhada visualmente, e se interrompe a adição de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$  quando a solução de cor vermelha torna-se verde. Nesse momento, uma amostra é coletada para a análise visando confirmar que não há traços de Cr(VI) . Caso sim, mais  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$  é adicionado.

Após a redução do cromo, a solução é neutralizada por meio da adição de solução de hidróxido de cálcio, ou cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) até que o pH atinja entre 8,5 e 9. A neutralização é necessária para a precipitação do Cr(III) como hidróxido de cromo ( $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ), bem como a precipitação de outros poluentes.

Ainda sob agitação mecânica, é adicionado polímero aniônico como flocculante. A sedimentação ocorre no próprio reator, por batelada, onde a água clarificada é drenada superficialmente e direcionada para um tanque reservatório de água clarificada. O lodo se acumula no fundo do reator sendo drenado para o adensador de lodo.

Com relação aos processos de ajuste de pH, redução de cromo, neutralização, floculação e sedimentação, não há definição de tempo de reação, pois, tendo em vista a variedade de tipologias de efluentes, os tempos de cada processo são variáveis.

A água tratada, ou água clarificada, que é armazenada no tanque de água clarificada, passa por um processo de dupla filtração, sendo encaminhada para o filtro de areia 1 e depois para o filtro de areia 2. Após a passagem pelos filtros de areia, a água tratada, por gravidade, segue para um tanque onde o pH é ajustado, se necessário.

Antes do lançamento do efluente tratado na rede coletora de esgoto, ele passa sequencialmente por dois tanques denominados tanque de controle final 1 e tanque de



controle final 2. O objetivo destes tanques é possibilitar o controle e monitoramento final do efluente tratado. Após a passagem pelo tanque de controle final 2, o efluente é direcionado para o tanque reservatório de efluente tratado e, finalmente, lançado na rede pública coletora de esgoto.

O adensador de lodo possui agitador lento que transporta lodo adensado para o centro do fundo do mesmo. Transfere-se o lodo adensado para um tanque de acúmulo, de onde o lodo é então encaminhado para o filtro prensa. O lodo, onde os contaminantes estão concentrados, e que após passar pelo filtro prensa possui baixa umidade, é removido das placas do filtro, acondicionado em embalagens homologadas e transportado para empresa terceirizada para coprocessamento em fornos de cimenteiras.

Para efluentes que não possuem cromo, o tratamento segue a mesma metodologia, excetuando a etapa de redução de cromo descrita nos parágrafos anteriores. Ademais, para o efluente gerado na linha 3, tanque 3.2, é realizada a dosagem de hipoclorito de sódio para atenuar a coloração amarelada do efluente. Em todos os casos, o lodo resultante também é destinado para empresa terceirizada.

O efluente tratado é lançado na rede pública coletora de esgoto. Como exigência técnica ambiental a empresa deve garantir que o efluente tratado, antes de ser lançado na rede, atenda os padrões estabelecidos do Decreto Estadual nº 8468/1976, artigo 19A. Com o intuito de garantir o atendimento à legislação, são realizados monitoramentos diários, semanais e mensais de parâmetros estabelecidos na legislação supracitada. As coletas de amostras para o monitoramento são realizadas durante o processo de tratamento de efluentes.

Dentre os parâmetros monitorados têm-se: arsênio, cádmio, chumbo, cianeto, cobre, cromo hexavalente, cromo total, estanho, fenol, ferro solúvel, fluoreto, mercúrio, níquel, substâncias solúveis em hexano, pH, prata, materiais sedimentáveis, selênio, somatória de metais, sulfato, sulfeto, temperatura, zinco, óleos e graxas. Não há histórico de não atendimento ao padrão estabelecido e há a entrega de relatórios mensais ao órgão ambiental contendo os resultados do monitoramento.

### 5.3 Etapa 3 - Avaliação quantitativa dos efluentes

O volume de efluente tratado, no ano de 2018, está apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – Caracterização quantitativa dos efluentes tratados na estação de tratamento de efluentes no ano de 2018.

<b>Aspecto avaliado no monitoramento quantitativo</b>	<b>Total</b>
Efluente total tratado (m <sup>3</sup> )	27666
Efluente diluído tratado (m <sup>3</sup> )	26283
Efluente concentrado tratado (m <sup>3</sup> )	1383
Nº de dias trabalhados	237
Volume tratado / dia trabalhado (m <sup>3</sup> /d)	116,73

O volume de despejos gerados é influenciado basicamente pelos tipos e quantidades de produtos produzidos, ou seja, tipos e quantidades de peças que passam pelos processos produtivos de tratamento de superfície (linha 1), mascaramento e usinagem química (linha 2) e ensaio não destrutivo (linha 3). Demais fontes geradoras de efluentes citadas neste trabalho também tem o volume de efluente gerado influenciado pelas linhas produtivas. Não há variação sazonal do volume de efluente gerado, ou seja, variação relacionada a uma época determinada do ano.

O acesso a planilhas eletrônicas de propriedade da empresa, as quais apresentam registros das tipologias de efluentes recebidos diariamente, no ano de 2018, possibilitou concluir que os efluentes diluídos compreenderam aproximadamente 95% do total dos efluentes tratados na estação de tratamento. Os efluentes diluídos incluem as águas de lavagem das linhas 1, 2 e 3, bem como os efluentes gerados nos lavadores de gases e nos sistemas de desmineralização da água.

A representatividade de efluentes diluídos indicada nesse estudo (95%), apresenta coerência com o estudo de Schoeman *et al.* (1992), que concluiu que aproximadamente 90% da água requerida no processo de galvanoplastia é para lavagens.

O custo operacional para tratamento do efluente é estimado em R\$35,00/m<sup>3</sup>. Considerando o volume tratado em 2018, tem-se um custo anual estimado de R\$968.310,00.

#### 5.4 Etapa 4 - Caracterização do efluente tratado

Os resultados da avaliação qualitativa dos efluentes tratados, em termos de condutividade elétrica e dureza total, estão listados na Tabela 17, a qual também indica a origem e a característica do efluente, correspondentes a cada amostra avaliada. Na Tabela 17 também está apresentado o resultado da avaliação de água bruta.

Tabela 17 – Condutividade elétrica e dureza total do efluente tratado pelo método convencional e da água bruta

Identificação da amostra	Data da coleta	Origem do efluente bruto	Característica do efluente bruto	Cond. ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	Dureza ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ )
1	03/08/16	Tanques 2.10 e 2.11	Diluído alcalino	1545	669
2	12/08/16	Tanque 2.10; Tanque 1.5	Diluído alcalino; Concentrado ácido	1359	608
3	25/08/16	Tanque 2.13	Diluído ácido	3210	1096
4	05/09/16	Tanque 2.11; Tanque 1.4	Diluído alcalino; Concentrado ácido	3210	1189
5	14/09/16	Tanque 2.3	Diluído alcalino	7590	2885
6	22/09/16	Tanque 2.10	Diluído alcalino	5240	2177
7	30/09/16	Tanque 2.14	Diluído ácido	3170	1333
8	10/10/16	Tanque 2.3	Diluído alcalino	3440	985
9	08/11/16	Tanque 2.13; Tanque 1.10; Tanque 1.1	Diluído ácido; Concentrado ácido; Concentrado alcalino	4940	1691
10	16/11/16	Tanque 2.3	Diluído alcalino	1225	302
Água bruta	24/11/16	Não aplicável	Não aplicável	86	98

Os valores médios encontrados de condutividade elétrica e dureza total nas amostras de efluentes tratados foram, respectivamente, 3493  $\mu\text{s}/\text{cm}$  e 1294  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ .

Quanto a dureza do efluente tratado, os resultados indicaram água excessivamente dura em termos de grau de dureza apresentado por EPA, (2001) ( $>350 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$ ) e uma concentração cerca de 13 vezes maior do que a água bruta fornecida pela concessionária local.

Comparando-se a condutividade elétrica média encontrada no efluente tratado (3493  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) com a condutividade elétrica da água bruta (86  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), tem-se uma condutividade elétrica cerca de 40 vezes maior no efluente tratado. A relação continua sendo significativa quando se compara a referência descrita por Analion, apud Carrara (1997), de 500  $\mu\text{s}/\text{cm}$  de condutividade elétrica da água potável.

De acordo com a Tabela 17, a amostra que apresentou maior dureza (2885  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ) e maior condutividade elétrica (7590  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) foi a amostra 5. Esta amostra foi originária do tratamento do tanque 2.3, linha 2, tanque de água de lavagem do enxágue da decapagem ácida que emprega o uso de ácido nítrico e um produto comercial que apresenta em sua composição sulfato férrico, ácido sulfúrico, bifluoreto de amônio e dimolibdato de amônio. Este também é um tanque utilizado para lavagem de peças que passam pelo tanque 2.1 contendo desengraxante alcalino.

Apesar do mencionado no parágrafo anterior, não se pode relacionar os resultados com o tipo do banho ou origem do efluente, pois as amostras 8 e 10 possuem a mesma origem da amostra 5 e apresentaram resultados de dureza e condutividade elétrica bem inferiores. Assim, acredita-se que outros fatores, como por exemplo, tipo de peças tratadas, tempo de vida do banho e possíveis misturas do efluente com efluentes tratados anteriormente no mesmo reator, podem ter influenciado na dureza e condutividade elétrica.

Na Tabela 18 está apresentada uma comparação entre os valores médios de condutividade elétrica e dureza total obtidos nesta etapa e os valores apresentados nos estudos de Petrinic *et al.* (2015) e Júnior e Carrara (2000), autores que caracterizaram efluentes da galvanoplastia tratados pelo método convencional. Ambos os parâmetros apresentaram valores superiores aos estudos referenciados. No entanto, não é possível uma análise comparativa aprofundada tendo em vista que fatores importantes, os quais podem influenciar na dureza e condutividade elétrica, não são detalhados nestes estudos, como por exemplo: tipo, composição e concentração dos banhos químicos e eletroquímicos utilizados na galvanoplastia, e ainda informações mais detalhadas sobre os processos de tratamento dos efluentes.

Tabela 18 – Comparação entre os resultados médios de condutividade elétrica e dureza total do efluente tratado pelo método convencional.

Parâmetro	Resultado	Referência	
		Júnior e Carrara (2000)	Petricin <i>et al.</i> (2015)
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	3493	1840	2470
Dureza total ( $\text{mg}/\text{L CaCO}_3$ )	1294	516	774

Na Figura 25 está apresentado um gráfico com os resultados apresentados na Tabela 17. Tal gráfico demonstra uma relação direta entre dureza e condutividade elétrica do efluente tratado, parâmetros que estão relacionados tendo em vista que a condutividade elétrica da água está associada ao teor de sólidos dissolvidos totais, sendo que os sólidos dissolvidos totais contribuem para a dureza da água.

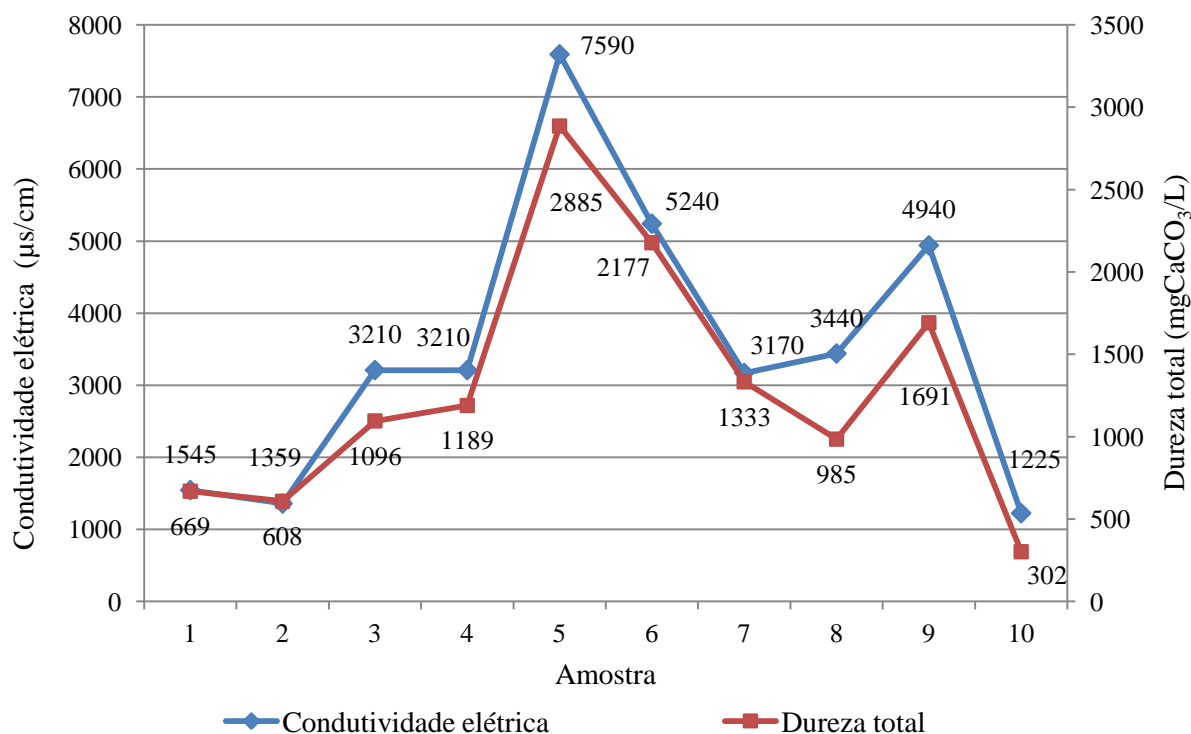


Figura 25 – Caracterização do efluente tratado em termos de condutividade elétrica e dureza total.

Segundo Carrara (1997), o efluente tratado com hidróxido de cálcio, alcalinizante utilizado no tratamento de efluentes da empresa estudada, apresenta dureza elevada e seu reúso no processo não é recomendado. A autora ainda menciona que a condutividade elétrica é um dos dados que pode indicar se há, ou não, a viabilidade da reciclagem da água no processo de galvanoplastia.

Apesar de não haver padrão estabelecido pela empresa para a condutividade elétrica e dureza da água utilizada como insumo em banhos de lavagem de peças, atualmente utiliza-se água da concessionária local, cujos valores de condutividade elétrica e dureza são bem inferiores aos encontrados no efluente tratado.

Os resultados desta etapa indicam a presença de contaminantes residuais, especialmente sólidos dissolvidos, no efluente tratado pelo método convencional aplicado na indústria em estudo. Tais contaminantes podem inviabilizar a prática do reúso de efluente tratado no processo produtivo e, portanto, torna-se necessária a aplicação de processos para a remoção ou redução destes contaminantes.

## 5.5 Etapa 5 - Práticas, oportunidades e padrão para reúso

### 5.5.1 Práticas de reúso

Conforme indicado nos itens 5.1.1 e 5.1.2, o reúso de efluente no próprio processo produtivo já é praticado pela empresa. Caracteriza-se a prática como reúso macrointerno em cascata, pois os efluentes não são descartados para a estação de tratamento de efluentes e sim direcionados diretamente para utilização em tanques subsequentes de enxágue de peças (Figura 26).

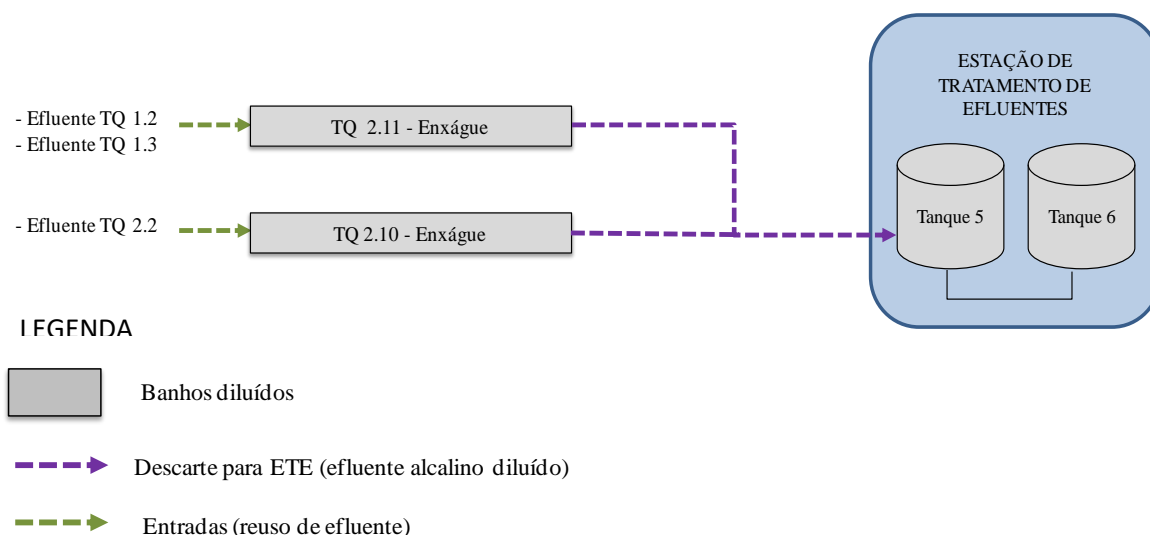


Figura 26 – Reúso em cascata, já praticado pela empresa.

No caso da prática de reúso, que está apresentada na Figura 26, não há tratamento prévio ao reúso, ou seja, os efluentes dos tanques 1.2, 1.3 e 2.2, mesmo contendo contaminantes, possuem qualidade compatível com a qualidade exigida para o uso como água de lavagem nos tanques 2.11 e 2.10. O efluente substitui a água fornecida pela concessionária local, gerando uma redução no consumo de água estimada em 2880m<sup>3</sup> por ano.

Ademais, a empresa vem praticando o reúso direto planejado, por meio da utilização do efluente tratado na estação de tratamento de efluente como água para lavagem do piso do prédio onde se localiza a estação de tratamento de efluentes. Essa prática, segundo a empresa, gera uma economia anual estimada de 56m<sup>3</sup> de água.

Outra prática de aproveitamento de água foi evidenciada no sistema de controle da poluição atmosférica. Das nove torres de lavagem de gases existentes, ilustradas no item 5.1.4, seis utilizam, atualmente, água de chuva como fluido de lavagem em substituição à água da concessionária local. Em períodos de estiagem, quando os reservatórios de água de chuva não estão abastecidos, utiliza-se água da concessionária local. Adotando essa prática, a empresa estudada deixa de consumir cerca de 300m<sup>3</sup>/ano de água fornecida pela concessionária local.

Considerando as três práticas identificadas, tem-se um volume estimado de 3236m<sup>3</sup>/ano de água que é reutilizada e aproveitada pela empresa. A economia estimada é de R\$ 55.000,00/ano.

No passado, parte da água tratada na estação de tratamento de efluentes industriais, pelo método convencional indicado no item 5.2, era destinada ao reúso direto nos lavadores de gases. Os reservatórios dos lavadores de gases eram abastecidos com a água de reúso, no entanto, houve a formação de grande quantidade de espuma nestes reservatórios e este inconveniente motivou a interrupção do reúso.

### **5.5.2 Oportunidades para o reúso de efluente tratado**

Identificaram-se como pontos potenciais de reúso de efluente tratado os processos ou tanques utilizados para lavagem de peças nas linhas 1 e 2, processos estes em que não se utiliza água desmineralizada e sim água da concessionária local chamada de água bruta. Os banhos em que se utiliza água desmineralizada (nas linhas 1 e 3) foram desconsiderados como potenciais de reúso tendo em vista a necessidade de tratamento avançado e maior controle de qualidade da água.

Na Tabela 19 estão apresentados os pontos identificados com potencial de uso do efluente tratado como água de lavagem no processo produtivo das linhas 1 e 2.

Tabela 19 – Processos com oportunidade para reúso do efluente tratado

<b>Processo</b>	<b>Tanque</b>	<b>Volume de água requerido (m<sup>3</sup>/mês)</b>
Linha 1	1.2 - Enxágue	100
Linha 1	1.3 - Enxágue	100
Linha 2	2.2 - Enxágue	200
Linha 2	2.3 - Enxágue	200
Linha 2	2.13 - Enxágue	248
Linha 2	2.14 – Enxágue aquecido	124
<b>TOTAL (m<sup>3</sup>/mês)</b>		<b>972</b>

Os processos indicados na Tabela 19 consomem 972 m<sup>3</sup> de água por mês. Considerando 20 dias trabalhados em um mês, tem-se um volume diário de 48,6 m<sup>3</sup> de água que poderia ser suprido pelo reúso direto planejado de efluente.

Atualmente, a água utilizada como insumo nos processos que estão indicados na Tabela 19 é fornecida pela concessionária local a um custo estimado de R\$ 17,00/m<sup>3</sup>. Desta forma tem-se um custo mensal estimado de R\$16.524,00, e custo anual estimado em R\$198.288,00.

### 5.5.3 *Padrão para o reúso de efluente tratado*

Uma norma técnica interna da empresa estudada estabelece padrões para qualidade da água utilizada como insumo em banhos de lavagem de peças, incluindo os das linhas 1 e 2. Na Tabela 20 estão apresentados os parâmetros e limites estabelecidos em tal norma.

Tabela 20 – Padrão de qualidade para água utilizada em banhos de lavagem.

<b>Parâmetro</b>	<b>Limite</b>
pH	5,5 – 8,0
Flúor (mg/L)	<1,7
Cloreto (mg/L)	<25
Índice de sólidos (mg/L)	<350



## 5.6 Etapa 6 - Experimento com unidade-piloto de osmose reversa

### 5.6.1 Caracterização qualitativa do efluente de alimentação

#### 5.6.1.1 Avaliação da presença de cloro

Os resultados das análises de cloro livre, realizadas antes da instalação do sistema de osmose reversa, visando avaliar parâmetro que poderia comprometer a integridade da membrana, estão apresentados na Tabela 21.

Tabela 21 – Concentração de cloro livre no efluente tratado.

Origem do efluente tratado	Data da amostragem	Cloro (mg/L)
TQ 3.2 - Enxágue	14/08/17	>2
TQ 2.11 - Enxágue	16/08/17	0
	21/08/17	
	23/08/17	
	25/08/17	
TQ 2.13 - Enxágue	15/08/17	0
	22/08/17	
TQ 2.3 - Enxágue	17/08/17	0
	24/08/17	

Foi observada concentração de cloro superior a 2 mg/L no efluente tratado oriundo do tanque 3.2, linha 3, ensaio não destrutivo. Sua presença justifica-se pela adição de hipoclorito de sódio durante o tratamento deste efluente com o objetivo de atenuar a coloração amarelada do líquido. Este efluente gerado no tanque 3.2, linha 3, possui armazenamento e tratamento específico na ETE, não sendo misturado com outros tipos de efluentes.

Considerando que a presença de cloro livre acima de 0,1 mg/L poderia causar danos à membrana, o efluente tratado oriundo da linha 3 foi segregado dos demais e não foi direcionado para o sistema-piloto de osmose reversa. Portanto, o sistema recebeu, durante as quatro campanhas de ensaio, todas as tipologias de efluentes tratados no período, exceto o efluente da linha 3 (ensaio não destrutivo).

### 5.6.1.2 Avaliação das tipologias dos efluentes de alimentação

Na Tabela 22 estão apresentadas as tipologias de efluentes tratados que foram direcionadas para o sistema de osmose reversa durante o período do ensaio-piloto. Foram 15 tipologias diferentes identificadas nas 173 amostras coletadas. Pode-se observar que cerca de 77% das amostras se concentraram em cinco tipos de efluentes, todos oriundos de banhos de lavagem da linha 2 (sendo que em alguns casos foram acrescentados pequenos volumes de efluente ácido com o objetivo de regulação de pH), sendo estes:

- TQ 2.13 – Enxágue;
- TQ 2.10 - Enxágue+ 1m<sup>3</sup> de concentrado ácido;
- TQ 2.11 - Enxágue+ 1m<sup>3</sup> de concentrado ácido;
- TQ 2.11 - Enxágue+ 2m<sup>3</sup> de concentrado ácido;
- TQ 2.3 – Enxágue.

A estratificação das tipologias de efluentes que contemplaram o experimento, e por campanha de amostragem, está apresentada nas Tabelas 23, 24, 25 e 26, bem como a representatividade do tipo de efluente, em termos de número de amostras.

Tabela 22 – Efluentes tratados no período do experimento.

Origem do efluente tratado	Quantidade de amostras no período	Representatividade
TQ 2.13 - Enxágue	50	29%
TQ 2.10 – Enxágue + 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	33	19%
TQ 2.11 – Enxágue + 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	20	12%
TQ 2.11 – Enxágue + 2m <sup>3</sup> Concentrado ácido	18	10%
TQ 2.3 - Enxágue	12	7%
TQ 1.9 - Enxágue	7	4%
TQ 2.14 – Enxágue + 4m <sup>3</sup> Concentrado ácido	6	3%
TQ 2.3 - Enxágue + 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	5	3%
TQ 2.14 – Enxágue + 2m <sup>3</sup> Concentrado ácido	5	3%
TQ 1.7 - Enxágue	5	3%
TQ 2.2 - Enxágue	5	3%
Limpeza e regeneração – sistema desmi 01	3	2%
TQ 2.3 – Enxágue + 7m <sup>3</sup> Concentrado ácido	2	1%
Limpeza e regeneração – sistema desmi 02	2	1%
<b>TOTAL</b>	<b>173</b>	<b>100%</b>

Tabela 23 – Efluentes tratados na campanha 1.

<b>Origem do efluente tratado</b>	<b>Quantidade de amostras no período</b>	<b>Representatividade</b>
TQ 2.13 - Enxágue	8	53%
TQ 2.2 - Enxágue	4	27%
TQ 2.11 – Enxágue + 2m <sup>3</sup> Concentrado ácido	2	13%
TQ 1.9 - Enxágue	1	7%
<b>TOTAL</b>	<b>15</b>	<b>100%</b>

Tabela 24 – Efluentes tratados na campanha 2.

<b>Origem do efluente tratado</b>	<b>Quantidade de amostras no período</b>	<b>Representatividade</b>
TQ 2.11 – Enxágue + 2m <sup>3</sup> Concentrado ácido	16	67%
TQ 2.14 – Enxágue + 4m <sup>3</sup> Concentrado ácido	6	25%
TQ 2.3 – Enxágue + 7m <sup>3</sup> Concentrado ácido	2	8%
<b>TOTAL</b>	<b>24</b>	<b>100%</b>

Tabela 25 – Efluentes tratados na campanha 3.

<b>Origem do efluente tratado</b>	<b>Quantidade de amostras no período</b>	<b>Representatividade</b>
TQ 2.13 - Enxágue	31	30%
TQ 2.10 – Enxágue + 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	26	25%
TQ 2.3 - Enxágue	12	12%
TQ 2.11 – Enxágue + 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	11	11%
TQ 1.9 - Enxágue	6	6%
TQ 2.14 – Enxágue + 2m <sup>3</sup> Concentrado ácido	5	5%
TQ 1.7 - Enxágue	5	5%
Limpeza e regeneração – sistema desmi 01	3	3%
Limpeza e regeneração – sistema desmi 02	2	2%
TQ 2.2 - Enxágue	1	1%
<b>TOTAL</b>	<b>102</b>	<b>100%</b>

Tabela 26 – Efluentes tratados na campanha 4.

Origem do efluente tratado	Quantidade de amostras no período	Representatividade
TQ 2.13 - Enxágue	11	34%
TQ 2.11 - Enxágue+ 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	9	28%
TQ 2.10 - Enxágue+ 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	7	22%
TQ 2.3 - Enxágue + 1m <sup>3</sup> Concentrado ácido	5	16%
TOTAL	32	100%

Na campanha 1 houve a predominância de efluentes oriundos de banhos de lavagem de peças da linha 2, tanque 2.13 (lavagem da decapagem ácida).

Apenas efluentes oriundos da linha 2 foram tratados na campanha 2. Os efluentes do tanque 2.11 (lavagem alcalina), com adição de 2m<sup>3</sup> de efluente concentrado ácido, foram os mais representativos pois foram identificados em 16 das 24 amostras feitas durante esta campanha. O tanque 2.11 recebe água de reúso dos tanques 1.2 e 1.3 da linha 1 (lavagem alcalina).

A campanha 3 foi a mais representativa em termos de variedade de efluentes, recebendo essencialmente efluentes da linha 2, porém com características distintas, como por exemplo: efluentes oriundos de lavagem ácida (tanques 2.13, 1.9 e 2.14), efluentes oriundos da lavagem alcalina (tanques 2.10, 2.3, 2.11, 1.7 e 2.2) e ainda efluentes da limpeza e regeneração do sistema de desmineralização da água que, dependendo da etapa do processo de limpeza, podem possuir tanto características ácidas como alcalinas.

Normalmente os efluentes originados do descarte do tanque 2.2 são direcionados para reúso (sem tratamento) no tanque 2.10. Porém, devido a uma manutenção na linha química, o efluente do tanque 2.2 foi descartado diretamente para a estação de tratamento de efluentes e por isso fez parte das campanhas 1 e 3, no entanto com baixa representatividade.

Assim como na campanha 2, a campanha 4 recebeu apenas efluentes da linha 2, com predominância de efluentes de banhos de lavagem alcalina (tanques 2.11, 2.10 e 2.3) com incremento de ácido concentrado.

### 5.6.2 *Parâmetros operacionais*

Os resultados médios, em termos de mínimo, média, máximo e desvio padrão, dos parâmetros operacionais avaliados durante a operação do sistema, em cada campanha de ensaio, estão apresentados nas Tabelas 27, 28, 29 e 30.

De forma resumida, na Tabela 31, estão apresentados os valores médios de todas as campanhas para cada parâmetro operacional avaliado.

Tabela 27 – Resultados dos parâmetros operacionais avaliados na campanha 1.

Variável	Unidade	Campanha 1			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Vazão de permeado (Qp)	L/h	19,50	55,83	133,00	31,05
Vazão de rejeito (Qr)	L/h	48,00	178,13	400,00	113,77
Vazão de alimentação (Qf)	L/h	90,00	233,97	533,00	124,84
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h	2,71	7,75	18,47	4,31
Taxa de recuperação (r)	%	5,88	27,19	65,22	0,16
Pressão de entrada (Pf)	bar	11,10	14,01	17,00	1,82
pH de alimentação	–	6,50	7,30	7,60	0,28
pH do permeado	–	5,90	7,50	8,20	0,60

Tabela 28 – Resultados dos parâmetros operacionais avaliados na campanha 2.

Variável	Unidade	Campanha 2			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Vazão de permeado (Qp)	L/h	13,20	24,99	36,00	5,56
Vazão de rejeito (Qr)	L/h	84,00	198,37	360,00	85,30
Vazão de alimentação (Qf)	L/h	100,80	223,37	396,00	89,25
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h	1,83	3,47	5,00	0,77
Taxa de recuperação (r)	%	8,20	12,32	25,58	0,04
Pressão de entrada (Pf)	bar	10,00	14,10	16,00	1,38
pH de alimentação	–	5,80	7,20	8,90	1,06
pH do permeado	–	6,20	7,30	9,00	1,02

Tabela 29 – Resultados dos parâmetros operacionais avaliados na campanha 3.

Variável	Unidade	Campanha 3			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Vazão de permeado (Qp)	L/h	12,00	30,49	43,20	6,22
Vazão de rejeito (Qr)	L/h	18,00	132,24	324,00	62,57
Vazão de alimentação (Qf)	L/h	30,00	162,73	348,00	58,21
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h	1,67	4,24	6,00	0,86
Taxa de recuperação (r)	%	6,90	23,77	61,06	0,15
Pressão de entrada (Pf)	bar	5,00	14,16	16,00	1,36
pH de alimentação	–	5,60	6,60	7,30	0,34
pH do permeado	–	5,50	6,50	7,30	0,34

Tabela 30 – Resultados dos parâmetros operacionais avaliados na campanha 4.

Variável	Unidade	Campanha 4			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Vazão de permeado (Qp)	L/h	19,50	26,85	33,60	3,07
Vazão de rejeito (Qr)	L/h	70,00	106,77	168,00	25,90
Vazão de alimentação (Qf)	L/h	94,00	133,63	201,60	27,52
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h	2,71	3,73	4,67	0,43
Taxa de recuperação (r)	%	14,52	20,68	28,00	0,04
Pressão de entrada (Pf)	bar	9,5	12,33	14,00	0,93
pH de alimentação	–	5,90	6,50	6,90	0,22
pH do permeado	–	5,60	6,40	6,80	0,25

Tabela 31 – Média dos resultados de parâmetros operacionais avaliados nas 4 campanhas.

Variável	Unidade	Resultado (média)			
		Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 4
Vazão de permeado (Qp)	L/h	55,83	24,99	30,49	26,85
Vazão de rejeito (Qr)	L/h	178,13	198,37	132,24	106,77
Vazão de alimentação (Qf)	L/h	233,97	223,37	162,73	133,63
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h	7,75	3,47	4,24	3,73
Taxa de recuperação (r)	%	27,19	12,32	23,77	20,68
Pressão de entrada (Pf)	bar	14,00	14,10	14,16	12,33
pH de alimentação	–	7,30	7,20	6,60	6,50
pH do permeado	–	7,50	7,30	6,50	6,40

O monitoramento do pH de entrada, ou alimentação, que está ilustrado na Figura 27, indicou grande variação dos valores na campanha 2, com o valor máximo atingindo 8,90 e mínimo 5,80, desvio padrão de 1,06. Segundo informações da empresa responsável pelo sistema de osmose reversa, valores de pH superiores a 6,50 podem acarretar precipitações e incrustações. Metcalf & Eddy (2016) citam a necessidade de ajustar o valor de pH de forma a limitar a precipitação, e que baixos valores de pH favorecem a conversão do carbonato a bicarbonato e ácido carbônico, que são mais solúveis. Portanto, a partir do dia 17/01/2018, foi realizado o controle do pH de alimentação por meio da dosagem de ácido clorídrico para ajuste do pH entre 6,00 e 6,50, conforme orientações da empresa responsável pelo sistema. Percebeu-se a efetividade desta medida tendo em vista que nas campanhas 3 e 4 o pH médio foi de 6,60 e 6,50, respectivamente.

A campanha 3 foi a mais representativa em termos de tempo de campanha e atribui-se o ajuste do pH como um fator determinante para que isso ocorresse, já que seu controle limita a precipitação e conseqüentemente reduz a necessidade de limpeza química da membrana.

Na Figura 28 está apresentada a variação do fluxo de permeado (Fw) ao longo do experimento, a qual foi considerada o critério para a avaliação da necessidade de limpeza química. Com relação ao comportamento do Fw nas campanhas 1, 2 e 3, destaca-se que ocorreram reduções do fluxo de permeado nos dias 12/01/2018, 17/01/2018 e 30/01/2018 e nestas ocasiões foi realizada a limpeza química, demais limpezas e manutenções necessárias, e as campanhas foram encerradas. Com relação à última campanha

(campanha 4), a variação do fluxo de permeado não foi um critério para a limpeza química, pois tal campanha foi encerrada em virtude de um problema na bomba 2.

Na Figura 27 está apresentada a variação da taxa de recuperação ( $r$ ) durante o experimento. A média da taxa de recuperação, considerando as quatro campanhas, foi de 20,99%. o que na prática significa que de cada 100 litros que entraram no sistema, 20,99 litros foram convertidos em permeado e 79,01 litros em rejeito. O resultado de taxa de recuperação foi inferior ao alcançado no estudo de Petrinic *et al.* (2015), o qual obteve cerca de 60% a 70% de taxa de recuperação. De forma semelhante ao experimento, o estudo de Petrinic *et al.* (2015) também avaliou o uso de um módulo de membrana de osmose reversa como tratamento adicional, no entanto, a pesquisa de Petrinic *et al.* (2015), contou com o sistema de ultrafiltração como pré-tratamento.

Comparando o resultado com a bibliografia, a taxa de recuperação alcançada no experimento (20,99%) foi superior ao relatado por Mierzwa (2006), o qual considera que a taxa de recuperação de água por membrana é da ordem de 10%. Com relação ao arranjo, no experimento utilizou-se sistema de um estágio, com módulo de uma membrana, sem recirculação. Conforme Figura 10, nestas condições, a recuperação máxima em um sistema de osmose reversa seria de 47%.

A taxa de recuperação média foi menor no período da campanha 2. Essa campanha recebeu, durante todo o período de testes, efluentes tratados oriundos de banhos de enxágue com adição de efluente concentrado. Essa característica pode ter favorecido a redução da taxa de recuperação tendo em vista que os efluentes oriundos de banhos concentrados recebem dosagem maior de reagentes durante o tratamento convencional, especialmente hidróxido de cálcio, que contribui para a dureza da água podendo formar compostos que precipitam, reduzindo a produtividade do sistema. Do mesmo modo, a campanha 4, cujos efluentes de alimentação foram predominantemente oriundos de banhos de enxágue com adição de efluente concentrado (cerca de 66%), obteve taxa de recuperação média menor do que as taxas obtidas nas campanhas 1 e 3. A campanha 1 e a campanha 3 receberam, respectivamente, 13% e 41% de efluentes oriundos de banhos de enxágue com adição de efluente concentrado.

Conforme está apresentado na Figura 27, houve um aumento, de forma consistente, na taxa de recuperação no final da campanha 3. Atribui-se esse comportamento à redução intencional da vazão de alimentação, a partir do dia 29/01/2018, por meio da restrição da válvula de controle da vazão. Tal restrição causou um aumento na pressão de alimentação que apresentava valor médio de 14 bar e passou a apresentar valor



médio de 15,3 bar do dia 29/01/2018 até às 17:00hs do dia 30/01/2018. Com o aumento da pressão de alimentação, ocorreu um aumento no fluxo de permeado e consequente aumento da taxa de recuperação no período, conforme está apresentado na Tabela 32.

Tabela 32 – Média dos resultados considerando o período de redução intencional da vazão de alimentação.

Variável	Unidade	Resultado (média)		
		Até 29/01/18	Entre 29/01/18 e 30/01/18	Após 30/01/18
Taxa de recuperação (r)	%	15,45	43,40	20,68
Pressão de entrada (Pf)	bar	14,00	15,30	12,33
Fluxo de Permeado (Fw)	L/m <sup>2</sup> .h	4,27	5,13	3,73

O aumento do fluxo de permeado, observado durante o experimento a partir do aumento da pressão de alimentação, comprova o que é relatado pelo fabricante da membrana (Dow Technical Manual, 2018). A influência da pressão de alimentação na taxa de recuperação está ilustrada no gráfico da Figura 11, apresentado por Rodrigues (2012), que compara o comportamento de pressão de alimentação e fluxo de permeado em sistemas de osmose reversa e nanofiltração.

A partir das 17:00hs do dia 30/01/2018 houve uma queda da vazão de permeado e da pressão de alimentação, sem interferência operacional, o que indicou a necessidade de limpeza química do sistema e culminou com o encerramento da campanha 3.

Em termos de produtividade, o sistema apresentou os seguintes resultados:

- Vazão média de permeado (Qp) – 34,54 L/h;
- Taxa média de recuperação da membrana (r) – 20,99%;
- Fluxo médio de permeado (Fw) – 4,80 L/m<sup>2</sup>.h.

O item 5.5.2. indica um potencial de reúso de 972 m<sup>3</sup>/mês ou, 49 m<sup>3</sup>/d, para atender a demanda requerida pelas linhas 1 e 2. Desta forma, e considerando o volume de efluente tratado na ETE apresentado no item 5.3 (116,73 m<sup>3</sup>/d), a taxa de recuperação de um futuro sistema de osmose reversa em escala real não deverá ser menor do que 42% visando o atendimento da demanda para os usos propostos.

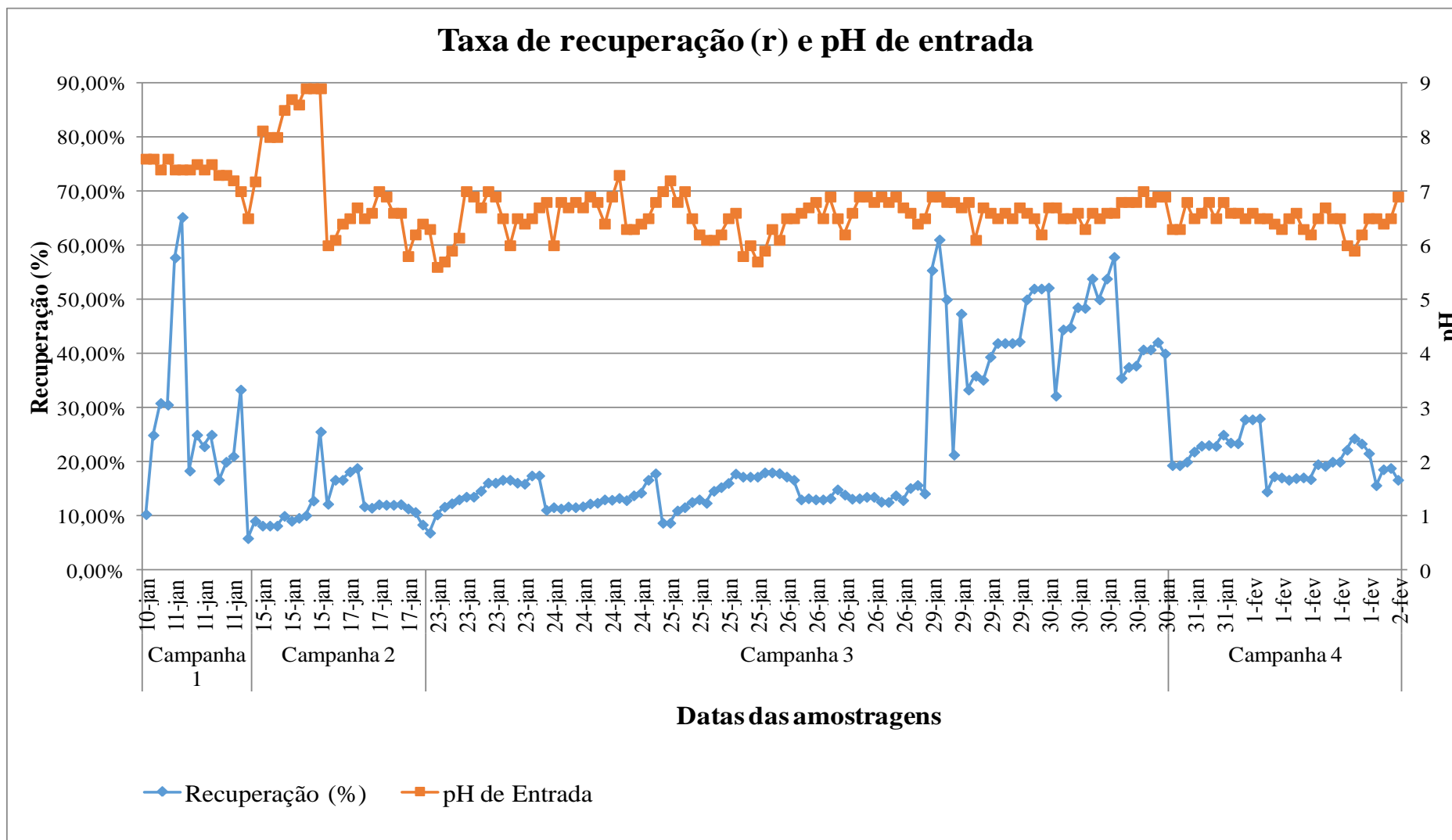


Figura 27 – Variação do pH de alimentação e taxa de recuperação.

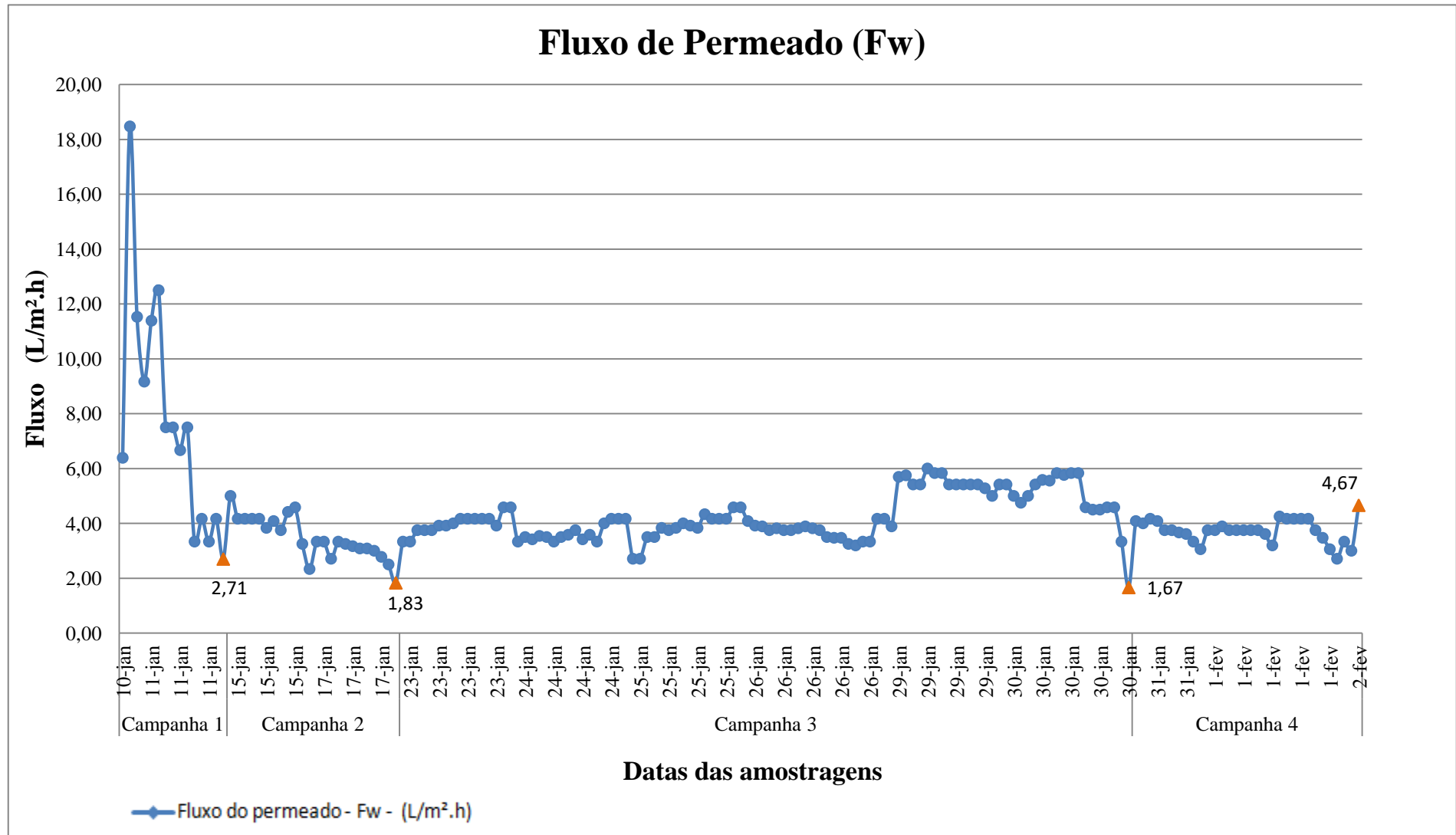


Figura 28 – Variação do fluxo de permeado.

### 5.6.3 *Eficiência do sistema em relação à remoção de contaminantes*

O gráfico, que está apresentado na Figura 29, indica o comportamento da condutividade elétrica de entrada (Cf) durante o experimento. Pode-se observar que no período de 10/01/2018 a 17/01/2018, que compreendeu as campanhas 1 e 2, ocorreu uma grande variação da Cf, tendo alcançado valor máximo de 15002  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , mínimo de 2100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e desvio padrão de 3320,93 na campanha 1. Ao longo das campanhas 3 e 4 houve uma estabilização dos valores de condutividade elétrica, indicada pela redução do desvio padrão.

A campanha 3, que foi a campanha mais representativa em termos de tempo, número e variação das amostragens, apresentou média de condutividade elétrica de entrada de 3160,11  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , mínimo de 1331,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , máximo de 5370,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e desvio padrão de 1071,40.

Nas Tabelas 33, 34, 35 e 36 estão apresentados os resultados relativos à eficiência da unidade-piloto de osmose reversa, em termos de redução de condutividade elétrica, nas quatro campanhas de amostragem.

Tabela 33 – Resultados das variáveis de qualidade avaliadas na campanha 1.

Variável	Unidade	Campanha 1			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Condutividade de entrada (Cf)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	2100,00	5808,13	15002,00	3320,93
Condutividade de saída (Cp)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	54,50	172,53	450,20	133,94
Fator de rejeição (R)	%	79,81	94,88	99,01	0,07

Tabela 34 – Resultados das variáveis de qualidade avaliadas na campanha 2.

Variável	Unidade	Campanha 2			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Condutividade de entrada (Cf)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	4150,00	6363,75	12270,00	1787,10
Condutividade de saída (Cp)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	70,00	146,53	583	125,158
Fator de rejeição (R)	%	92,89	97,74	98,80	0,02

Tabela 35 – Resultados das variáveis de qualidade avaliadas na campanha 3.

Variável	Unidade	Campanha 3			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Condutividade de entrada (Cf)	μS/cm	1331,00	3160,11	5370,00	1071,40
Condutividade de saída (Cp)	μS/cm	21,00	102,41	459,00	69,28
Fator de rejeição (R)	%	90,09	96,79	98,53	0,02

Tabela 36 – Resultados das variáveis de qualidade avaliadas na campanha 4.

Variável	Unidade	Campanha 4			
		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Condutividade de entrada (Cf)	μS/cm	1700,00	3353,91	5290,00	1251,28
Condutividade de saída (Cp)	μS/cm	42,00	117,47	333,00	60,10
Fator de rejeição (R)	%	92,18	96,44	98,14	0,01

Os valores médios de cada campanha, para cada variável avaliada, estão apresentados na Tabela 37.

Tabela 37 – Média dos resultados de variáveis de qualidade avaliadas nas 4 campanhas.

Variável	Unidade	Resultado (média)			
		Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 4
Condutividade de entrada (Cf)	μS/cm	5808,13	6363,75	3160,11	3353,91
Condutividade de saída (Cp)	μS/cm	172,53	146,53	102,41	117,47
Fator de rejeição (R)	%	94,88	97,74	96,79	96,44

Observa-se que no período das campanhas 1 e 2, quando a água de alimentação apresentava maiores amplitudes com relação a condutividade elétrica de entrada, os valores médios de condutividade elétrica de saída foram mais altos dos que nas campanhas seguintes (3 e 4) quando houve ajuste e controle de pH e, portanto, menor variação deste parâmetro.

O gráfico com os resultados do experimento, relacionados ao fator de rejeição (R) em termos de condutividade elétrica, está apresentado na Figura 29.

Durante o experimento, uma queda no fator de rejeição foi observada na campanha 1, no dia 11/01/2018. Nesta data foi tratado o efluente originário do tanque 2.2 e percebe-se que este efluente apresentou a maior condutividade elétrica de entrada

observada durante o experimento (15002  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), o que indica indiretamente alta concentração de sólidos dissolvidos. A partir da entrada deste efluente no sistema, houve aumento da condutividade elétrica de saída e decréscimo do fator de rejeição, além de aumento da pressão de alimentação. Em seguida houve a necessidade de limpeza química do sistema.

Pode-se afirmar que, apesar dos valores mais altos de condutividade elétrica média de entrada nas campanhas 1 e 2, não houve influência significativa na eficiência da membrana em reter contaminantes, tendo em vista os fatores de rejeição destas campanhas.

Durante todo o período de amostragem, a rejeição média de sólidos totais dissolvidos, em termos de condutividade elétrica, foi de 96%. Considerando a campanha 2, que teve a maior média de condutividade elétrica de entrada, a remoção de contaminantes foi de 97,74%. Na campanha mais representativa do experimento (campanha 3), a qual foi composta pela maior variedade de efluentes em termos de tipologias, o fator de rejeição médio foi de 96,79%.

Na Tabela 38 estão apresentados os resultados do experimento relatado neste trabalho quanto ao fator de rejeição e condutividade elétrica do permeado, bem como, para fins de comparação, resultados de estudos semelhantes.

Tabela 38 – Comparação dos resultados do experimento e estudos de referência, quanto a parâmetros de qualidade.

<b>Estudos</b>	<b>R (%)</b>	<b>Cp (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	<b>Pré-tratamento</b>
Experimento desenvolvido	96	135	Filtro
Petrinic <i>et al.</i> (2015)	93	130*	Filtro + UF
Qin <i>et al.</i> (2002)	98	33	UF

Notas: R e Cp em valores médios; \*130  $\pm$  30  $\mu\text{S}/\text{cm}$

O fator de rejeição médio alcançado neste estudo (96%) foi superior ao alcançado por Petrinic *et al.* (2015), quando se obteve rejeição de aproximadamente 93%. De forma semelhante à configuração utilizada no experimento, Petrinic *et al.* (2015) utilizaram um módulo de membrana de poliamida enrolada em espiral com área total de aproximadamente 7m<sup>2</sup>. Ademais, as configurações se diferenciam especialmente no que se refere ao pré-tratamento, já que o estudo de referência aplicou a UF como pré-tratamento e filtro, e o experimento realizado contou apenas com filtro.

Comparando-se o fator de rejeição médio alcançado com o estudo de Qin *et al.* (2002), tem-se R inferior ao valor de referência (98%). As configurações se diferenciam

pois Qin *et al.* (2002) utilizaram três módulos de OR em série e ultrafiltração como pré-tratamento.

Considerando todo o período de experimento, a condutividade elétrica média do permeado foi de 135  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Para efeitos de comparação, a condutividade elétrica típica da água potável é de aproximadamente 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Analion, apud Carrara, 1997), e a condutividade elétrica da água fornecida para a indústria, pela concessionária local, é de 86  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Com relação aos estudos semelhantes, a condutividade elétrica média do permeado (135  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) está coerente com resultado apresentado por Petrinic *et al.* (2015) que foi de  $130 \pm 30$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ , em média. Já a comparação com o estudo de Qin *et al.* (2002), no qual a condutividade elétrica média do permeado foi de 33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , indica uma qualidade inferior do permeado em termos de condutividade elétrica.

Comparando-se os resultados do experimento com os estudos de referência apresentados na Tabela 38, pode-se afirmar que estes foram coerentes e satisfatórios em termos de fator de rejeição da condutividade elétrica. Os sistemas comparados, mesmo sendo aplicados em efluentes da galvanoplastia, se diferenciam em função da tipologia dos efluentes de alimentação, dos arranjos adotados, configurações (incluindo métodos de pré-tratamento), dentre outros fatores, sendo desta forma justificável as diferenças nos resultados da qualidade do permeado.

Na Tabela 39 está apresentada uma comparação entre a qualidade da água produzida no sistema de osmose reversa, tendo como referência uma amostra de permeado coletada no sistema em 01/02/2018, e o padrão de qualidade estabelecido pela empresa para água utilizada como insumo no processo produtivo de lavagem de peças.

Tabela 39 – Comparação entre a qualidade da água produzida e aquela exigida para banhos de lavagem.

<b>Parâmetro</b>	<b>Limite</b>	<b>Resultado</b>
pH	5,5 – 8,0	6,20
Flúor (mg/L)	<1,7	0,93
Cloreto (mg/L)	<25	0,02
Índice de sólidos (mg/L)	<350	24

Com base nos resultados da análise da amostra, é possível afirmar que o permeado produzido pelo sistema-piloto de osmose reversa atendeu aos requisitos de qualidade estabelecidos pela empresa para água de lavagem de peças.

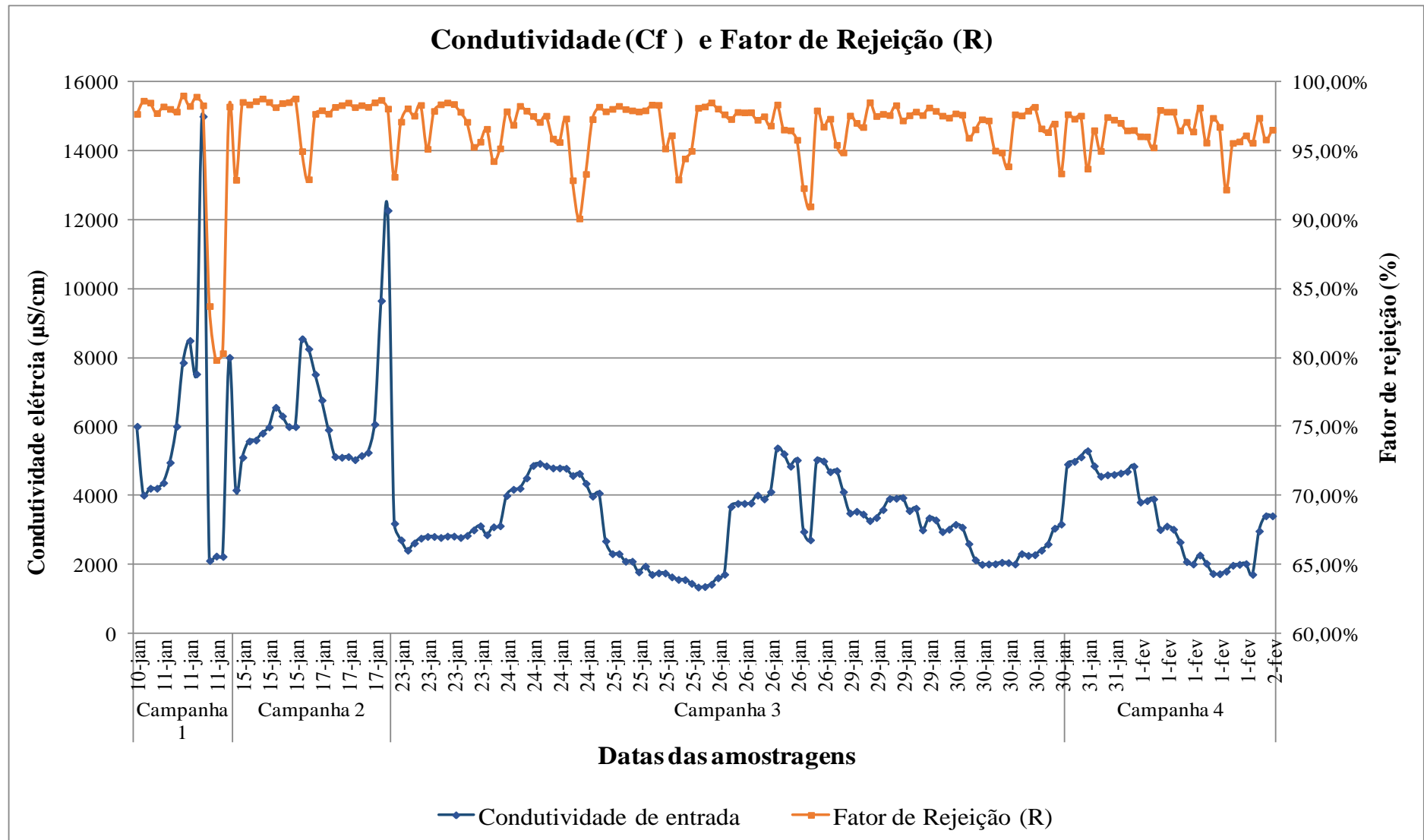


Figura 29 – Variação da condutividade elétrica de alimentação (Cf) e do fator de rejeição (R).



## 5.7 Etapa 7 - Viabilidade Econômica

A estimativa de custo para a locação, manutenção e operação de um sistema de osmose reversa, considerou:

- Produção de permeado pelo sistema: 972 m<sup>3</sup>/mês para substituição da água atualmente utilizada em banhos de lavagem de peças (potencial de reúso apresentado no item 5.5.2);
- Métodos de pré-tratamento: abrandamento por troca iônica, ajuste de pH, microfiltração e filtro cartucho;
- Sistema de limpeza química.

Para os custos recorrentes foi estimado um valor de R\$11,50/m<sup>3</sup> de permeado produzido, o qual inclui, além da locação do sistema, sua operação e manutenção. Considerando a produção anual de 11664 m<sup>3</sup> de permeado que possui potencial de reúso, tem-se o custo de R\$ 134.136,00/ano

Demais custos recorrentes relacionados à compra de membranas e filtros para substituição durante manutenções não foram contemplados na estimativa indicada no parágrafo anterior, porém foram estimados em R\$ 3.500,00/ano.

Na Tabela 40 está apresentada uma visão geral dos custos anuais recorrentes, bem como os ganhos associados à substituição, em banhos de lavagem de peças das linhas 1 e 2, do uso de água fornecida pela concessionária local por água de reúso proveniente de um sistema de osmose reversa (conforme item 5.5.2).

Tabela 40 – Visão geral dos custos recorrentes e ganhos resultantes da adoção do sistema de osmose reversa objetivando o reúso em banhos de lavagem.

<b>Tipos de custos</b>	<b>Custo anual (R\$)</b>
Locação, operação e manutenção do sistema de OR	134.136,00
Membranas e filtros para reposição	3.500,00
<b>CUSTO TOTAL</b>	<b>137.636,00</b>
<b>Tipos de ganhos</b>	<b>Ganho anual (R\$)</b>
Substituição de 11664 m <sup>3</sup> /ano de água bruta por permeado de OR	198.288,00

A análise comparativa entre os custos e os ganhos apresentados na Tabela 40 indicou uma economia anual de R\$60.652,00.

Com relação aos investimentos necessários para instalação de um sistema real, ou seja os custos não recorrentes, pressupõe a necessidade de adequação do prédio da estação de tratamento de efluentes, adequação do sistema de tratamento atual visando a segregação do efluente oriundo da linha 3, aquisição e instalação de reservatório para armazenamento do permeado, bombas, tubulações, válvulas, além de instalações elétricas e automação. Os custos para tais investimentos foram estimadas em R\$120.000,00.

Considerando o prazo de até dois anos adotado pela empresa para avaliação de viabilidade econômica de projetos, a economia seria de R\$121.304,00 e o custo de investimentos seria de R\$120.000,00.

Os resultados indicaram que, em um período de dois anos, o ganho esperado com a implantação do sistema praticamente se equivale aos custos associados, superando os custos em R\$1.304,00. Entretanto, a partir do terceiro ano de operação do sistema, espera-se uma economia anual de cerca de R\$60.000,00.

## 6 CONCLUSÕES

O resultado de análise comparativa entre a qualidade do permeado e a qualidade requerida para banhos de lavagem de peças indica que a aplicação de osmose reversa, após tratamento convencional de efluente da indústria de galvanoplastia para fins de reúso no processo produtivo como água de lavagem, é viável tecnicamente. A análise de viabilidade econômica concluiu que a implantação do sistema trará benefícios econômicos para empresa a partir do terceiro ano de operação.

A combinação do tratamento convencional de efluente da galvanoplastia com osmose reversa se mostra uma opção tecnológica eficiente e sustentável para minimizar o risco de desabastecimento industrial indicado no Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico para o município de Botucatu. Tal combinação poderia ser aplicada em indústrias com volumes de água e tipos de contaminantes semelhantes.

Durante o desenvolvimento da pesquisa foram obtidas conclusões específicas relativas aos aspectos ambientais dos processos industriais:

- 95% dos efluentes gerados são caracterizados como efluentes diluídos. A linha 2 é a que mais contribui para geração de efluentes, com cerca de 90% de representatividade. Os efluentes industriais gerados, tratados pelo método convencional da indústria de galvanoplastia, apresentam contaminantes residuais que poderiam inviabilizar a prática do reúso;
- As práticas de reúso existentes incluem: o reúso macrointerno em cascata que envolve efluentes das linhas 1 e 2, o reúso direto planejado do efluente tratado para lavagem de piso, e o aproveitamento de água de chuva como fluído nos lavadores de gases;
- Há um potencial de reúso direto planejado de 972m<sup>3</sup> de efluente tratado como água de lavagem nas linhas produtivas 1 e 2, desde que o padrão de qualidade indicado em norma técnica interna seja atendido.

Quanto aos parâmetros operacionais de desempenho do sistema de osmose reversa aplicado, conclui-se:

- A presença de cloro residual determinou que o sistema de osmose reversa não fosse alimentado com efluente da linha 3;

- O efluente de alimentação com pH próximo a 6,50 forneceu condições favoráveis para a operação do sistema;
- A adição de efluente concentrado ao efluente diluído contribuiu negativamente para os resultados de taxa de recuperação;
- A redução do fluxo de permeado indicou a necessidade de limpeza química no sistema durante as campanhas;
- A taxa de recuperação média alcançada é considerada favorável e coerente com o relatado na bibliografia. A alimentação do sistema com efluentes diluídos, que tiveram incremento de banhos concentrados, contribuíram negativamente para a taxa de recuperação;
- A taxa de recuperação de um sistema de osmose reversa real não deverá ser menor do que 42%, visando garantir volume suficiente para atendimento dos usos propostos neste trabalho.

Quanto à eficiência na remoção de contaminantes, conclui-se:

- A eficiência média foi de 96% na remoção de sólidos dissolvidos do efluente, em termos de condutividade elétrica;
- A elevada concentração de contaminantes residuais do efluente do tanque 2.2 contribuiu para redução do fator de rejeição. A campanha 3, a qual recebeu efluente com menor Cf, foi a mais representativa em termos de tempo de campanha, inferindo-se uma relação entre Cf e duração da campanha.
- A condutividade elétrica média do permeado foi de 135  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , valor acima da condutividade elétrica da água fornecida para a indústria pela concessionária local, porém abaixo do indicado em bibliografia como condutividade elétrica típica de água potável. Considerando que a empresa já utiliza água potável como insumo no processo produtivo, e que não há padrão estabelecido para este parâmetro, infere-se que, em termos de condutividade elétrica (e indiretamente sólidos dissolvidos), o efluente secundário tratado pelo sistema de osmose reversa atende à qualidade requerida para reúso como insumo no processo produtivo.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Considerando critérios técnicos, recomenda-se o estudo, desenvolvimento e a instalação de um sistema de osmose reversa para propiciar o reúso do efluente gerado e tratado pela indústria. Aspectos relacionados a custos de investimentos e operação devem ser considerados no estudo, bem como a realização de ensaios de corpo de prova para atestar que o uso do efluente tratado na lavagem não influenciará na qualidade do produto.

Em um sistema de osmose reversa em escala real, recomenda-se a segregação da corrente tratada oriunda do processo de ensaio não destrutivo (linha 3) de modo que essa corrente não passe pelo sistema visando garantir a integridade e vida útil da membrana. Como alternativa à segregação, pode-se utilizar métodos de pré-tratamento com finalidade de remoção de contaminante residual.

Tendo como objetivo aumentar a eficiência e a vida útil de um futuro sistema de osmose reversa para produção de água de reúso, deve-se avaliar criteriosamente o uso de métodos de pré-tratamento. Recomenda-se considerar processos para equalização de pH e prevenção da ocorrência de depósitos por contaminantes presentes na forma dissolvida na água de alimentação.

O experimento teve como objetivo avaliar a viabilidade do uso de efluente tratado no próprio processo produtivo gerador de efluente, o qual possui requisitos de qualidade considerados restritivos. No entanto, a água é um insumo utilizado na indústria para diversas finalidades incluindo àquelas que não requerem elevado padrão de qualidade. Portanto, pode-se avaliar outros potenciais usos para o efluente tratado, como por exemplo: lavagem de pisos, equipamentos e lavadores de gases. Para o caso do reúso de efluente tratado em lavadores de gases, tendo em vista a experiência relatada pela empresa, produtos químicos anti-espumantes podem ser utilizados.

Tendo em vista a qualidade do permeado alcançada durante o experimento, para o desenvolvimento de um projeto em escala real recomenda-se a avaliação do reúso de efluente tratado como água de alimentação dos sistemas de desmineralização da água existentes na indústria.

Para garantir todos os benefícios tangíveis e não tangíveis do reúso de efluentes proposto neste trabalho, recomenda-se a estudos futuros de arranjos de membranas, ou sistemas combinados, que resultem em uma taxa de recuperação apropriada para a produção de um volume de água de reúso suficiente para atender aos usos requeridos.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAKOLE, J. A.; ABOLUDE, D. S. Studies on effluent characteristics of a metal finishing company, Zaria–Nigeria. **Research Journal of Environmental and Earth Sciences**, 2009, 1, 54-57. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/J\\_A\\_Adakole/publication/41653810\\_Studies\\_on\\_Effluent\\_Characteristics\\_of\\_a\\_Metal\\_Finishing\\_Company\\_Zaria\\_-Nigeria/links/54e6efc40cf2bff5a4f77dd4/Studies-on-Effluent-Characteristics-of-a-Metal-Finishing-Company-Zaria-Nigeria.pdf](https://www.researchgate.net/profile/J_A_Adakole/publication/41653810_Studies_on_Effluent_Characteristics_of_a_Metal_Finishing_Company_Zaria_-Nigeria/links/54e6efc40cf2bff5a4f77dd4/Studies-on-Effluent-Characteristics-of-a-Metal-Finishing-Company-Zaria-Nigeria.pdf). Acesso em: 28 out. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **2510 Conductivity (2017)**: Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washinton: APHA, 2017. DOI: 10.2105/SMWW.2882.027.

Disponível em: <https://www.standardmethods.org/doi/full/10.2105/SMWW.2882.027>. Acesso em: 30 dez. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **2340 Hardness (2017)**: Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washinton: APHA, 2017. DOI: 10.2105/SMWW.2882.025.

Disponível em: <https://www.standardmethods.org/doi/full/10.2105/SMWW.2882.025>. Acesso em: 24 jul. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **4500 – pH Value (2017)**: Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washinton: APHA, 2017. DOI: 10.2105/SMWW.2882.0.

Disponível em: <https://www.standardmethods.org/doi/full/10.2105/SMWW.2882.082>. Acesso em: 30 jul. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **4500 – CN<sup>-</sup> Cyanide (2017)**: Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washinton: APHA, 2017. DOI: 10.2105/SMWW.2882.077.

Disponível em: <https://www.standardmethods.org/doi/full/10.2105/SMWW.2882.077>. Acesso em: 05 ago. 2018.

BARROS, Sérgio Silveira de. **Galvanoplastia: controle ambiental no Brasil e na Alemanha, suas bases legais e tecnológicas**. 2016. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente) – Universidade Stuttgart e do SENAI Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/47883/R%20-%20D%20-%20SERGIO%20SILVEIRA%20DE%20BARROS%20.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 08 de nov. 2018.

CARRARA, S. M. C. M. **Estudos de viabilidade do reúso de efluentes líquidos gerados em processos de galvanoplastia por tratamento físico-químico**. 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

CAVALCANTI, José Eduardo W. de A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda., 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Ficha de Informação Toxicológica:** Flúor e Fluoretos. São Paulo: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental da CETESB, 2014. *Online*. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/FI%C3%BAor-e-fluoretos.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Ficha de Informação Toxicológica:** Cianetos. São Paulo: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental da CETESB, 2017. *Online*. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Cianetos.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63. *Online*. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 05 jun. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União:** nº 92, de 16/05/2011, p. 89. *Online*. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 06 jun. 2018.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** 09/03/2006, *Online*. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/reuso-de-agua-recursos-hidricos/37-resolucao-n-54-de-28-de-novembro-de-2005/file>. Acesso em: 06 jun. 2018.

CONSELHO REGIONAL DE QUÍMICA – IV REGIÃO. **Galvanização e outros processos.** São Paulo, 2018. *Online*. Disponível em: [https://www.crq4.org.br/quimicavivatratoamento\\_de\\_superficies](https://www.crq4.org.br/quimicavivatratoamento_de_superficies). Acesso em: 13 abr. 2018.

DAYLAN, Basak., *et al.* Hazardous process chemical and water consumption reduction through cleaner production application for a zinc metal finishing industry in Istanbul. **Resources, Conservational and Recycling**, 2013, vol 81. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.09.002>. Acesso em: 25 jul. 2018.

DOW TECHNICAL MANUAL. **Filmtec reverse osmosis membranes.** São Paulo: Dow Latin America, 2018. *Online*. Disponível em: [http://msdssearch.dow.com/PublishedLiteratureDOWCOM/dh\\_095b/0901b8038095b91d.pdf?filepath=liquidseps/pdfs/noreg/609-00071.pdf](http://msdssearch.dow.com/PublishedLiteratureDOWCOM/dh_095b/0901b8038095b91d.pdf?filepath=liquidseps/pdfs/noreg/609-00071.pdf). Acesso em: 10 jan. 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Cyanide Compounds.** Washington: United States Environmental Protection Agency, 2000. *Online*. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/cyanide-compounds.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Parameters of Water Quality: Interpretation and Standards**. Wexford: Environmental Protection Agency, 2001. *Online*. Disponível em: [https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water\\_Quality.pdf](https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water_Quality.pdf). Acesso em: 10 nov. 2018.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). **Qualigraf**. Fortaleza, 2015. *Online*. Disponível em: <http://www3.funceme.br/qualigraf/app/pagina/show/3>. Acesso em: 03 jun. 2018.

GALVÃO, Douglas Felipe. Membrane Technology and Water Reuse in a Dairy Industry, Technological Approaches for Novel Applications in Dairy Processing. **IntechOpen**, Londres, 2018. *Online*. DOI: 10.5772/intechopen.76464. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.76464>. Acesso em: 27 set. 2018.

GENTIL, Vicente. **Corrosão**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1987.

GENTIL, Vicente. **Corrosão**. 4. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 2003.

GOVERNO DO BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: 02/09/1981, *Online*. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=313>. Acesso em: 19 jun. 2018.

GOVERNO DO BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: 09/01/1997, p. 470, *Online*. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm). Acesso em: 19 jun. 2018.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado**: p. 1, 01/06/1976, *Online*. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1976/alteracao-lei-997-31.05.1976.html>. Acesso em: 06 jun. 2018.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decreto nº 8468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado**: 09/09/1976, *Online*. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html>. Acesso em: 06 jun. 2018.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01, de 28 de junho de 2017. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**: seção I, p. 41-42, 29/06/2017, *Online*. Disponível em: <http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2017/06/resolucao-conjunta-ses-sma-ssrh-01-2017-agua-de-reuso.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2018.



GROSHART, E. C. Pickling and acid dipping. **Metal Finishing**, Seattle, 2000. Disponível em: <http://infohouse.p2ric.org/ref/29/28199.pdf>. Acesso em: 01 ago. 2018.

INSEL, G., *et al.* Evaluation of water reuse in a metal finishing industry. **Fresenius Environmental Bulletin**, 2017, vol. 26, n.º. 1, p. 421-425. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/315804306\\_evaluation\\_of\\_water\\_reuse\\_in\\_a\\_metal\\_finishing\\_industry](https://www.researchgate.net/publication/315804306_evaluation_of_water_reuse_in_a_metal_finishing_industry). Acesso em: 20 set. 2018.

JÚNIOR, Ruben Bresaola; CARRARA, Silvia Marta Castelo de Moura. Reúso de águas residuárias geradas em processos de galvanoplastia. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Rio de Janeiro. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. p.1-6.

LAVRADOR FILHO, José; NUCCI. **Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil**. 1987. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.

LIU, Q., *et al.* Removal of fluoride from aqueous solution using Zr(IV) immobilized cross-linked chitosan. **International Journal of Biological Macromolecules**, vol. 77, p. 15–23, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141813015001580>. Acesso em: 14 mar. 2019.

MANAHAN, S.E. **Química Ambiental**. 9. Ed. Porto Alegre: Bookman, 2013

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. dos S. (ed.). **Reúso de Águas**. Barueri: Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, Núcleo de Informação em Saúde Ambiental, 2003.

MERCK. **Analytical Quality Assurance, Standard for Free Chlorine (DIN)**. Darmstadt, Germany, 2019. *Online*. Disponível em: [http://www.merckmillipore.com/Web-BR-Site/pt\\_BR/-/BRL/ShowDocument-File?ProductSKU=MDA\\_CHEM-114978&DocumentId=201209.010.Appl&DocumentUID=417&DocumentType=APPL&Language=EN&Country=NF&Origin=PDP](http://www.merckmillipore.com/Web-BR-Site/pt_BR/-/BRL/ShowDocument-File?ProductSKU=MDA_CHEM-114978&DocumentId=201209.010.Appl&DocumentUID=417&DocumentType=APPL&Language=EN&Country=NF&Origin=PDP). Acesso em: 03 fev. 2019.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespagnol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering : treatment, disposal, and reuse**. 3. ed. New York : McGraw-Hill, 1991.

MIERZWA, José Carlos. **O uso racional e o reúso como ferramentas para o gerenciamento das águas e efluentes na indústria**: estudo de caso da Kodak Brasileira. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MIERZWA, J.C.; HESPANHOL, I. **Água na Indústria**: Uso racional e reúso. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2005.

MIERZWA, José Carlos *et al.* **Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração**: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 78-87, Mar. 2008. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522008000100011&script=sci\\_abstract&tlng=es](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522008000100011&script=sci_abstract&tlng=es). Acesso em: 06 jul. 2018.

MIERZWA, J.C. Processos de separação por membranas para tratamento de água. *In*: PÁDUA, V.L. (coord.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 335-380.

NOGUEIRA, J. R. P. Curso de Especialização em Engenharia (Manufatura): Introdução ao Tratamento Superficial dos Metais. **Manual de Treinamento**, 2006.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos**. Paris, 2018. Online. Disponível em: [https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261594\\_por](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261594_por). Acesso em: 04 out. 2018.

PASQUALINI, A. **Minimização de efluentes**: Estudo de Caso Aplicado a Galvanoplastia. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004. Disponível em: <http://teses.eps.ufsc.br/defesa/polif//2051.pdf>. Acesso em: 5 de set. 2018.

PETRINIC, I., *et al.* A feasibility study of ultrafiltration/reverse osmosis (UF/RO) –based wastewater treatment and reuse in the metal finishing industry. **Journal of Cleaner Production**, 2015, v. 101, p. 292-300. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.04.022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615003753>. Acesso em: 24 jul. 2018.

PIVELI, Roque Passos. **Tratamento de Efluentes de Galvanoplastias**. São Paulo: Curso de especialização em Engenharia de Controle da Poluição Ambiental, Núcleo de Informações em Saúde Ambiental da Universidade de São Paulo, 1999.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição**: aspectos físico-químicos. São Paulo: ABES, 2006.

QIN, Jian-Jun., *et al.* A feasibility study on the treatment and recycling of a wastewater from metal plating. **Journal of Membrane Science**, 2002, v. 208, p. 213–221. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738802002636>. Acesso em: 20 dez. 2017.

REDONDO, J. A. Brackish-, sea- and wastewater desalination. **Desalination**, v. 138, issues 1-3, p. 29-40, 2001. *Online*. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916401002417>. Acesso em: 19 jan. 2019.

RIANI, Josiane Costa. **Utilização de resinas de troca-iônica em efluentes de galvanoplastia**. Tese (Doutorado em Engenharia) – Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

RODRIGUES, Luana Di Beo. **Reúso de água em sistemas aeroportuários utilizando o processo de ultrafiltração**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

ROCHA, Aristides Almeida. Efeitos dos poluentes encontrados nos efluentes de uma galvanoplastia. **Revista DAE**, São Paulo, vol. 42, p 89-93, 1982.

SANTOS, Kauê Vieira dos *et al.* **Reúso de Água como Opção para Atenuação dos Efeitos de Crises Hídricas na RMSP. Estudo de Caso da ETE Suzano**. 2016. Trabalho de Formatura (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

SCARAZZATO, T., *et al.* A review of cleaner production in electroplating industries using electrodialysis. **Journal of Cleaner Production**, 2017, 168, 1590–1602. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.03.152. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617306054>. Acesso em: 05 nov. 2018.

SCHOEMAN, J. F. *et al.* Evaluation os reverse osmosis for electroplating effluent treatment. **Water Science and Technology**, v. 25, n. 10, p. 79-93, 1992. *Online*. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article-abstract/25/10/79/27715/Evaluation-of-Reverse-Osmosis-for-Electroplating?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em 20 jun. 2018.

SECRETARIA DE SANEAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Proposta do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico - Produto 4 Município: Botucatu**. Botucatu: Engecorps, 2011.

SICA, Yuri Cleverthon. **Mapeamento da corrosividade atmosférica de São Luís - MA e a correlação das variáveis ambientais que influenciaram na degradação dos materiais metálicos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

TELLES, Dirceu D.; COSTA, R. H. P. G. (coord.). **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. 2. ed. São Paulo: Editora Blucher, 2010.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. Londres: IWA Publishing, 2007. *E-book*. Disponível em: <https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402086.pdf>. Acesso em: 24 jul. 2018.