



# APLICAÇÃO DO MÉTODO DIAGRAMA DE FONTES DE EFLUENTES NA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE

Thamiris Dias Silva Mascarenhas

## **Projeto de Final de Curso**

**Orientadores**

**Prof<sup>ª</sup>. Lídia Yokoyama, D.Sc.**

**Reinaldo Coelho Mirre, D.Sc.**

**Fevereiro de 2019**

# APLICAÇÃO DO MÉTODO DIAGRAMA DE FONTES DE EFLUENTES NA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE

*Thamiris Dias Silva Mascarenhas*

Projeto de Final de curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de engenheiro químico.

Aprovado por:

---

Prof. Armando Lucas Cherem da Cunha, D.Sc.

---

Prof<sup>a</sup>. Carla Luciane Manske Camargo, D.Sc.

---

Flávio da Silva Francisco, D.Sc.

Orientado por:

---

Prof<sup>a</sup>. Lídia Yokoyama, D.Sc.

---

Reinaldo Coelho Mirre, D. Sc.

Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Fevereiro de 2019

## CIP - Catalogação na Publicação

M395a Mascarenhas, Thamiris Dias Silva  
Aplicação do método diagrama de fontes de efluentes na indústria de papel e celulose / Thamiris Dias Silva Mascarenhas. -- Rio de Janeiro, 2019.  
124 f.

Orientadora: Lídia Yokoyama.  
Coorientador: Reinaldo Coelho Mirre.  
Trabalho de conclusão de curso (graduação) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Bacharel em Engenharia Química, 2019.

1. Papel e celulose. 2. Reúso de águas e efluentes. 3. Avaliação econômica. 4. Valoração ambiental. 5. Integração de processos. I. Yokoyama, Lídia, orient. II. Mirre, Reinaldo Coelho, coorient. III. Título.

*À minha querida mãe,  
Pelo imensurável amor e tanta compreensão,  
Palavras nunca bastariam para expressar  
Tamanha gratidão.*

*“Para ser grande, sê inteiro:  
Nada teu exagera ou exclui.  
Sê todo em cada coisa.  
Põe quanto és no mínimo que fazes.  
Assim em cada lago a lua toda brilha,  
porque alta vive.”*  
*(Odes de Ricardo Reis; Fernando Pessoa)*

## AGRADECIMENTOS

A Deus e à toda energia protetora do universo, que guiam cada passo do meu caminho e constantemente me renovam em forças para superar as batalhas da vida.

À minha mãe, Teresinha, que com tanta garra criou, com dedicação e sabedoria, seus três filhos. Obrigada por sempre ter dado exemplo com atitudes, por ser essa mulher batalhadora e admirável. Obrigada, por tantas vezes, ter me colocado acima das suas próprias prioridades, por ser meu porto seguro e por ter me proporcionado acesso à educação e saúde de qualidade; graças ao seu amor, sigo alcançando meus objetivos.

À minha irmã, Marcela, por me impulsionar a ser a melhor versão de mim mesma e me causar tanto orgulho. Obrigada pela alegria, pelo companheirismo e todo carinho.

Ao meu irmão, Edgard, que sempre me ajudou, me motivou e cuidou de mim a sua maneira. Obrigada pelo zelo, cuidado e amor.

Aos meus queridos avós (*in memoriam*), Liquinha e Zezeca, às minhas tias, Maria e Quetinha, ao meu tio Miguel (*in memoriam*). Obrigada por sempre se fazerem tão presentes na minha vida e por cuidarem de mim como filha.

Às minhas afilhadas, Luana e Lívia, por transbordarem meu coração de amor e trazerem tanta felicidade à minha vida.

Ao Akram, por toda a ajuda nos momentos mais difíceis e de superação. Obrigada pela incrível dedicação e cuidado.

Ao Dr. Reinaldo Mirre, por se fazer sempre presente, mesmo que distante espacialmente, por todas as valiosas discussões e conhecimentos transmitidos, por toda a ajuda, revisão e suporte, fundamentais à elaboração deste trabalho.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Lídia Yokoyama, pela disposição para fornecer orientação e revisão, por todo apoio e atenção.

Aos meus queridos amigos. Aos de longa data, sobretudo à Fernanda Póvoa Peixoto, por ser, além de amiga de verdade desde sempre, uma grande inspiração como mulher. Aos do intercâmbio, especialmente à Cecília e Tainara, por tantos momentos inesquecíveis compartilhados juntas e pela admiração que me fazem sentir. Aos da faculdade, particularmente à Andressa Nakao, que me ensinou muito além da sala de aula; Obrigada por toda ajuda e compreensão. Vocês fazem a minha jornada ser mais leve, fluida e alegre.

À banca examinadora. Um obrigada especial pela contribuição e disponibilidade.

Resumo de Projeto de Final de Curso, apresentado a Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de engenheiro químico.

## **APLICAÇÃO DE MODELO DE GERENCIAMENTO INTEGRADO PARA O REÚSO DE EFLUENTES EM INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE**

Thamiris Dias Silva Mascarenhas

Fevereiro, 2019

Orientadores: Prof<sup>a</sup>. Lídia Yokoyama, D.Sc.

Reinaldo Coelho Mirre, D.Sc.

A crise hídrica que assolou o Brasil no ano de 2015 trouxe à tona uma realidade que vem sendo sentida em diversos países: a questão da escassez e da dificuldade de acesso geral da população à água doce de qualidade, motivos os quais evidenciam que uma política nacional efetiva de recursos hídricos se faz vital. O aumento do custo da água e dos custos relativos ao tratamento de efluentes, assim como uma legislação mais restritiva e a pressão social, têm feito com que as indústrias se preocupem paulatinamente com o melhor aproveitamento da água em seus processos. As normas de controle orientam a adequação ao padrão de descarte de seus efluentes, de forma a reduzir os impactos ambientais causados pelas suas atividades. Neste âmbito, o presente trabalho tem como objetivo aplicar o método algorítmico diagrama de fontes de efluentes (DFE) a redes de água representativas do setor de papel e celulose, as quais já tenham sido previamente geradas em estudos da literatura pela aplicação do procedimento algorítmico-heurístico diagrama de fontes de água (DFA). O método DFA propõe o realinhamento de correntes de água em um processo industrial a fim de se buscar a menor captação possível, associada ao máximo reaproveitamento e a mínima geração de efluentes. Já o método DFE, pela mesma base conceitual do DFA, procura verificar como estes efluentes podem ser tratados de modo a se alcançar redes com as menores vazões de tratamento necessárias, e com os menores custos totais. Neste caso, o método DFE procura contrapor as visões dos tratamentos do tipo centralizado e distribuído de efluentes, no qual há uma tendência de que a rede distribuída apresente os melhores resultados. Dois estudos de casos foram realizados: o primeiro com uma rede de águas contendo um contaminante representativo deste setor e, o segundo caso, com dois contaminantes presentes. Posteriormente a aplicação do DFE, de posse da vazão de efluente tratada em cada esquema proposto, procedeu-se à uma avaliação econômica comparativa entre as redes, seguida de uma análise do impacto negativo causado por cada efluente final oriundo destas, visando a quantificação da perda de qualidade do corpo hídrico que cada rede ocasionaria. O estudo se mostrou promissor ao reduzir vazões e custos, alcançando um máximo de 35,20% de redução na vazão que passa por tratamento em uma distribuição do tipo distribuída em detrimento da centralizada. Para mais, atestou a empregabilidade da ferramenta de valoração ambiental utilizada como um auxiliador na tomada de decisão da rede a ser implantada. Os resultados aqui obtidos visam demonstrar a flexibilidade de aplicação integrada das ferramentas DFA e DFE, ratificando uma simbiose entre elas, essencial para se atingir metas de redução de impactos nos corpos hídricos, traduzindo-se em aumento da ecoeficiência dos processos.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>Capítulo 1 - Introdução .....</b>	<b>1</b>
1.1	Objetivos e apresentação dos capítulos .....	3
<b>2</b>	<b>Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica.....</b>	<b>6</b>
2.1	Uso da água e panorama econômico do setor .....	6
2.2	Processo de produção na indústria de papel e celulose (P&P) .....	9
2.3	Tratamento de Efluentes .....	15
2.3.1	Procedimento generalizado .....	15
2.3.2	Técnicas no setor de Papel e Celulose.....	16
2.4	Diagrama de Fontes de Efluentes (DFE): ferramenta para redução de tratamento e descarte final .....	22
2.5	Valoração ambiental aplicada a redes de água e efluentes .....	25
<b>3</b>	<b>Capítulo 3 – Metodologia .....</b>	<b>27</b>
3.1	Descrição da Metodologia implementada.....	27
3.2	Avaliação econômica .....	35
3.3	Valoração Ambiental .....	39
<b>4</b>	<b>Capítulo 4 – Estudos de caso.....</b>	<b>41</b>
4.1	Contextualização .....	41
4.2	Estudo de Caso 1: efluentes de uma indústria de polpa celulósica .....	43
4.2.1	Apresentação .....	43
4.2.2	Resultados .....	50
4.2.2.1	Máximo Reúso .....	50
4.2.2.2	Máximo reúso com união de correntes semelhantes .....	54
4.2.2.3	Reúso e Regeneração fixa a 6,2 ppm.....	54
4.2.2.4	Reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm com modificação na rede original.....	58
4.3	Estudo de caso 2: efluentes de uma indústria produtora de papel .....	62
4.3.1	Apresentação .....	62



4.3.2	<b>Resultados</b> .....	65
4.3.2.1	Rede Original de Máximo Reúso.....	65
4.3.2.2	Rede de águas modificada .....	73
4.4	<b>Avaliação Econômica</b> .....	81
4.5	<b>Valoração Ambiental</b> .....	87
5	<b>Capítulo 5 - Conclusão e Sugestões</b> .....	96
5.1	<b>Conclusão</b> .....	96
5.2	<b>Sugestões</b> .....	98
	<b>Referências Bibliográficas</b> .....	100
	<b>Apêndice</b> .....	109

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1-1 - Consumo volumétrico de água em m <sup>3</sup> /h nas diferentes etapas da produção de celulose (adaptado de MARQUES, 2008). .....	6
Figura 2.1-2 - Vazão volumétrica (em m <sup>3</sup> /h) de geração de efluentes por etapa de produção da celulose (adaptado de MARQUES, 2008). .....	7
Figura 2.1-3 - Consumo aparente de celulose no Brasil, incluindo pasta mecânica (em mil toneladas) (PÖYRY, 2017). .....	8
Figura 2.1-4 - Produção e consumo aparente de papel no Brasil entre os anos 2000 a 2015 (PÖYRY, 2017) .....	8
Figura 2.1-5 - Ranking dos maiores produtores de celulose em 2015 (BNDES, 2017). .....	9
Figura 2.2-1 - Diagrama de blocos de obtenção de celulose e papel (MARQUES, 2008) .....	10
Figura 2.2-2 - Esquema simplificado do Branqueamento (adaptado de COLODETTE et al., 2002) ....	12
Figura 2.2-3 - Visão geral de matérias primas, insumos e produtos do processo Kraft (adaptado de IPPC, 2015). .....	13
Figura 2.2-4 - Tipo de efluentes mais comuns gerados nas diferentes etapas do processo Kraft (adaptado de IPPC, 2015). .....	14
Figura 3.1-1 - Sequência de aplicação dos métodos para geração de redes de reaproveitamento de água, redes de tratamento final de efluentes e avaliação de impacto de cenários .....	27
Figura 3.1-2 - Intervalos de concentração do DFE do exemplo proposto (PACHECO, 2014). .....	30
Figura 3.1-3 - Exposição das operações e cargas de contaminante por intervalo do DFE (PACHECO, 2014). .....	31
Figura 3.1-4 - DFE final ilustrativo para tratamento distribuído (PACHECO, 2014). .....	32
Figura 3.1-5 - DFE final ilustrativo para tratamento centralizado (PACHECO, 2014). .....	33
Figura 3.1-6 - Fluxograma representativo de um tratamento do tipo distribuído de efluentes (PACHECO, 2014). .....	33
Figura 3.1-7 - Fluxograma representativo de um tratamento do tipo centralizado de efluentes (PACHECO, 2014). .....	34
Figura 4.1-1 - Resumo ilustrativo da sequência de etapas da metodologia aplicada .....	42
Figura 4.2-1 - Rede de águas para máximo reúso (adaptado de MARQUES, 2008). .....	45
Figura 4.2-2 - Rede de águas considerando regeneração fixa a 6,2 ppm e reúso (adaptado de MARQUES, 2008). .....	49
Figura 4.2-3 – DFE do estudo de caso 1 para máximo reúso. ....	52
Figura 4.2-4 - Fluxograma de tratamento distribuído - Máximo reúso, caso 1 .....	52

Figura 4.2-5 - DFE máximo reúso, caso 1, tratamento centralizado.....	53
Figura 4.2-6 - Fluxograma de tratamento centralizado - Máximo reúso, caso 1.....	53
Figura 4.2-7 - Máximo reúso com junção de correntes.....	54
Figura 4.2-8 - DFE reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm .....	56
Figura 4.2-9 - Fluxograma representativo do estudo de caso 1, com reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento distribuído.....	56
Figura 4.2-10 - DFE reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm, tratamento centralizado .....	57
Figura 4.2-11 - Fluxograma representativo do estudo de caso 1, com reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento centralizado .....	57
Figura 4.2-12 - DFE reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm com rede modificada .....	60
Figura 4.2-13 - Fluxograma representativo da modificação no estudo de caso 1, com reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento distribuído .....	60
Figura 4.2-14 - DFE reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm com rede modificada para tratamento do tipo centralizado .....	61
Figura 4.2-15 - Fluxograma representativo da modificação no estudo de caso 1, com reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento centralizado .....	61
Figura 4.3-1 - Rede de água do estudo de caso 2 para máximo reúso (adaptado de FRANCISCO et al., 2018). .....	64
Figura 4.3-2 - DFE do estudo de caso 2 com a rede original .....	68
Figura 4.3-3 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 original com a presença de violações na rede .....	69
Figura 4.3-4 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 original sem a presença de violações na rede.....	69
Figura 4.3-5 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 original sem a presença de violações na rede e com 2 by-pass .....	71
Figura 4.3-6 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 original com a presença de violações na rede .....	72
Figura 4.3-7 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 original sem a presença de violações na rede.....	72
Figura 4.3-8 - Rede de água do estudo de caso 2 alterada para fins de comparação (Elaboração própria). .....	74
Figura 4.3-9 - DFE do estudo de caso 2 para a rede modificada.....	77
Figura 4.3-10 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 modificado com a presença de violações na rede.....	78

Figura 4.3-11 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 modificado sem a presença de violações na rede.....	78
Figura 4.3-12 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 modificado sem a presença de violações na rede e com 2 by-pass .....	80
Figura 4.3-13 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 modificado com a presença de violações na rede.....	81
Figura 4.3-14 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 modificado sem a presença de violações na rede .....	81
Figura 4.4-1 - Gráfico comparativo entre custos de fornecimento totais com água comprada de concessionária e captada de rio com posterior tratamento para o estudo de caso 1 .....	84
Figura 4.4-2 - Gráfico comparativo entre custos de fornecimento totais com água comprada de concessionária e captada de rio com posterior tratamento para o estudo de caso 2 .....	86
Figura A. 1 - Estrutura da celulose (MARQUES, 2008).....	110
Figura A. 2 - Fluxograma geral do Processo Kraft de produção de celulose (PIOTTO, 2003) .....	115
Figura A. 3 - Sequências de branqueamento (PIOTTO, 2003). .....	118
Figura A. 4 - Ciclo de recuperação dos produtos químicos (MARQUES, 2008) .....	119
Figura A. 5 - Representação esquemática resumindo o ciclo de recuperação (IPPC, 2015).....	121
Figura A. 6 - Processo de fabricação de papel (adaptado de PIOTTO, 2003) .....	122

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.3-1 - Caracterização química de efluente de planta de papel e celulose (adaptado de TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, 2017).....	17
Tabela 3.1-1 - Dados das correntes de efluentes e quantidade de contaminante (PACHECO, 2014) ...	28
Tabela 3.1-2 - Cálculo da carga a ser removida por operação (PACHECO, 2014). ....	28
Tabela 3.2-1 - Formulação dos componentes dos custos para captação e tratamento de água (adaptado de MIRRE et al., 2015) .....	36
Tabela 3.2-2 - Média das tarifas da CEDAE por faixa de consumo .....	37
Tabela 3.3-1- Potencial dos fenômenos poluidores de águas (AUDEH, 2015) .....	40
Tabela 4.2-1 - Dados limites do processo (MARQUES, 2008). ....	43
Tabela 4.2-2 - Dados dos efluentes do estudo de caso 1 para máximo reúso .....	46
Tabela 4.2-3 - Dados dos efluentes do estudo de caso 1 para regeneração a 6,2ppm e reúso.....	47
Tabela 4.2-4 - Carga mássica dos efluentes do estudo de caso 1 com máximo reúso .....	50
Tabela 4.2-5 - Determinação das concentrações de efluente tratado de cada operação do estudo de caso 1 com máximo reúso .....	51
Tabela 4.2-6 – Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o caso 1 com máximo reúso .....	51
Tabela 4.2-7 - Carga mássica dos efluentes do estudo de caso 1 com reúso e reg. fixa a 6,2 ppm.....	55
Tabela 4.2-8 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o caso 1 - Reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm.....	55
Tabela 4.2-9 - Dados dos efluentes do estudo de caso 1 para a rede modificada de reúso e regeneração fixa a 6,2ppm.....	58
Tabela 4.2-10 - Carga mássica dos efluentes do estudo de caso 1 para a rede modificada de reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm .....	59
Tabela 4.2-11 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o caso 1 modificado - Reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm .....	59
Tabela 4.3-1 - Limites Operacionais do estudo de caso 2 com rede original de máximo reúso (adaptado de FRANCISCO et al., 2018).....	63
Tabela 4.3-2 - Dados dos efluentes do estudo de caso 2 para máximo reúso .....	65
Tabela 4.3-3 - Carga Mássica de cada contaminante nos efluentes do estudo de caso 2 original.....	66
Tabela 4.3-4 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o estudo de caso 2 original .....	67
Tabela 4.3-5 - Dados dos efluentes do estudo de caso 2 para a rede modificada.....	75

Tabela 4.3-6 - Carga Mássica de cada contaminante nos efluentes do estudo de caso 2 modificado....	75
Tabela 4.3-7 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o estudo de caso 2 modificado.....	76
Tabela 4.4-1 - Resultados da avaliação econômica para o estudo de caso 1.....	83
Tabela 4.4-2 - Resultados da avaliação econômica para o estudo de caso 2.....	85
Tabela 4.5-1 - Valoração ambiental para o estudo de caso 1 considerando-se como dentro do padrão concentrações abaixo do limite de descarte .....	89
Tabela 4.5-2 - Valoração ambiental para o estudo de caso 1 considerando-se como fora do padrão concentrações abaixo do limite de descarte .....	90
Tabela 4.5-3 - Valoração ambiental para o estudo de caso 2 considerando-se como dentro do padrão concentrações abaixo do limite de descarte .....	91
Tabela 4.5-4 - Valoração ambiental para o estudo de caso 2 considerando-se como fora do padrão concentrações abaixo do limite de descarte .....	92
Tabela 4.5-5 - Valoração ambiental para o estudo de caso 2 das redes com a presença de violações ...	93

# 1 Capítulo 1 - Introdução

A água é um recurso vital para os seres humanos, representando cerca de 60%, em peso, da composição do organismo de um adulto, e para o planeta Terra, visto que, desde a fundação das primeiras civilizações, ao longo dos grandes rios da mesopotâmia, é ela a responsável pelo desenvolvimento e crescimento da população.

Avalia-se que 97,5% da água presente no planeta seja salgada e, dos 2,5% que se apresentam como água doce, 69% encontram-se na forma sólida, congelada em geleiras, 30% são águas subterrâneas e apenas 1% deste percentual forma os rios. Calcula-se que o Brasil disponha de aproximadamente 12% da quantidade de água doce disponível no mundo, porém sua distribuição ao longo do território é extremamente desigual, sendo 80% deste montante concentrado na região Norte, onde habita apenas 5% da população nacional, e 3% dos recursos hídricos do país devem abastecer, aproximadamente, 45% da população, a qual vive nas vizinhanças do Oceano Atlântico (ANA, 2017).

Com o advento da Revolução Industrial, no século XVII, a produtividade das indústrias passou a ser fator determinante para o progresso econômico, enquanto que a questão ambiental foi gravemente menosprezada. Acreditava-se que os recursos naturais eram infinitos e, assim, a deterioração ambiental sem controle passou a ocorrer em larga escala. Segundo Mirre *et al.* (2015), a geração de poluentes era mesmo considerada inexorável, consequência necessária à produção de bens e serviços, e, foi apenas em meados da década de 70, que evidências começaram a sugerir que era possível conciliar desenvolvimento econômico e social com preservação ambiental.

A demanda mundial de água aumenta a uma taxa de cerca de 1% ao ano em função de diversos fatores, entre eles o crescimento demográfico e o progresso econômico. A tendência é que essa intensificação continue a ocorrer ao longo das próximas décadas e que se dê principalmente nos países em desenvolvimento ou de economia emergente. Por volta de 3,6 bilhões de pessoas, quase que metade da população mundial, já vivem em locais onde há carência de água durante ao menos um mês por ano e, até 2050, estima-se que essa quantidade poderá atingir um patamar de 5,7 bilhões de pessoas. É sabido, ainda, que a escassez de água pode, além do mais, trazer como consequências a instabilidade civil, a migração em massa e gerar conflitos nacionais e internacionais (ONU, 2018).

Em 2016, pela primeira vez na história da Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática (COP), a água foi o assunto central. A

COP 22, que aconteceu no Reino do Marrocos, teve por lema: “Agir pela Água”. Nesta cúpula, foi exposto que para ajudar a preservar o planeta das mudanças climáticas que vem notadamente acontecendo devido ao aquecimento global, não se deve focar apenas na redução da emissão dos gases de efeito estufa (tema da COP precedente, no ano de 2015, em Paris), mas, sobretudo, na conservação dos recursos hídricos.

O Brasil passa por uma das piores crises hídricas da história, onde o ápice se deu nos anos de 2014 e 2015, sendo a região sudeste a mais afetada. Além da falta de água potável, a seca ocasiona perda de produtividade agrícola e, conseqüentemente, insegurança alimentar. Diversos municípios do país ainda se encontram em situação de alerta e uma gestão adequada dos recursos hídricos se faz imprescindível.

O setor de papel e celulose está entre os maiores consumidores de água nas indústrias de transformação. A quantidade de água utilizada nessas plantas está diretamente relacionada com a quantidade de efluentes gerados pelas mesmas, e que, de uma certa forma, deve voltar para o meio ambiente, porém apresentando elevada carga de contaminantes, com alta concentração de demanda química de oxigênio (DQO) e de sólidos suspensos (SS), principalmente (FRANCISCO *et al.*, 2014).

Para se exercer uma gestão ambiental eficiente, se faz necessária uma conscientização crítica por parte das indústrias que, infelizmente na maioria dos casos, só vem com a imposição de legislações mais restritivas e com o aumento do custo da água e de tratamentos, como se começa a observar atualmente, para que estas implementem modificações em suas redes processuais, com o intuito de se minimizar o impacto negativo causado pelas suas atividades nas fontes hídricas.

Surge, nesta conjuntura o método algoritmo heurístico Diagrama de Fontes de Água (DFA) (GOMES, 2002), que, por meio de balanços hídricos e realinhamento interno de correntes, tem por objetivo minimizar o consumo de água e de geração de efluentes nos processos. A base conceitual deste método foi empregada, posteriormente, para a criação da ferramenta sistemática denominada Diagrama de Fontes de Efluentes (DFE) (DELGADO *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.* 2015). Este procedimento possibilita a geração de redes, baseadas em transferência de massa, capazes de minimizar a vazão de efluentes que deve ser tratada em um processo, obtendo-se rejeitos aquosos com concentração de contaminantes que se enquadra ao padrão de descarte exigido pela legislação ambiental vigente, por meio da escolha adequada de técnicas de tratamento que possibilitarão uma eficiente remoção de contaminantes com o menor custo associado.



Como a redução da vazão tratada implica em queda de custos de produção e, em virtude da água ainda ser uma *commodity* considerada de valor associado, uma avaliação econômica deve ser incluída ao se analisar o DFE (PACHECO, 2014).

Ambas as metodologias supracitadas entram no escopo dos procedimentos de otimização, técnica e econômica, propostos pela área de Integração de Processos Químicos, fazendo parte do que se chama prevenção da poluição. Segundo Santos (2017), todo aperfeiçoamento realizado em um processo e em suas operações unitárias típicas, de modo a minimizar o uso de energia, de água e de matérias primas pode ser caracterizado como pertencente a essa área.

Em 2012, foi proposto por Mirre, um modelo denominado P+ÁGUA, que se enquadra no âmbito da Produção Mais Limpa (P+L), e visa colaborar no gerenciamento sustentável da integração de processos hídricos, incorporando ferramentas de gestão ambiental, integração de processos e valoração de impactos ambientais, com o objetivo de se obter sustentabilidade nos processos industriais, além de uma ambicionável redução de impactos ambientais.

Neste trabalho, será utilizada, como um auxiliar na tomada de decisões relativas a escolha da rede mais vantajosa a ser implementada em um processo industrial, uma métrica de valoração ambiental baseada no trabalho de Audeh *et al.* (2015), a qual atribui, para cada efluente da rede, uma potencialidade negativa, indicando o grau de dissipação de qualidade da água que este provocará ao ser despejado em um corpo hídrico.

## **1.1 Objetivos e apresentação dos capítulos**

Este trabalho tem como objetivo geral gerar redes de tratamento final de efluentes industriais com potencial para apresentar menor custo total e menor impacto de descarte dentre as alternativas analisadas. Para tanto, propõe-se uma metodologia integrada com os métodos algorítmicos-heurísticos Diagrama de Fontes de Água (DFA) e Diagrama de Fontes de Efluentes (DFE), complementado com o modelo do Potencial Poluente da Corrente (PPC) (AUDEH *et al.*, 2015) para a valoração de impactos de descarte. Dois estudos de caso com dados representativos da indústria de papel e celulose são realizados, envolvendo correntes com um e múltiplos contaminantes, respectivamente. Tendo como ponto de partida redes de águas previamente definidas pelo método DFA, busca-se a aplicação combinada e sequencial com o método DFE, incorporando uma tentativa de análise complementar das redes de águas e

efluentes industriais associadas ao potencial de valor de impacto negativo de descarte sobre a qualidade do corpo hídrico.

Enquanto o método DFA se preocupa com a criação de oportunidades de reaproveitamento de correntes hídricas no processo de modo a reduzir a captação e o consumo de água, bem como a geração de efluentes, a ferramenta DFE está voltada para estabelecer a melhor configuração de tratamento final dos efluentes com a menor vazão possível, visando ao lançamento em corpos hídricos dentro de padrões determinados pela legislação. Neste estudo, espera-se demonstrar o mutualismo que existe entre estas duas ferramentas e como a utilização concomitante de ambas traz benefícios ao processo como um todo.

De modo a realizá-lo, os objetivos específicos são:

- Aplicar o método DFE no sentido de identificar a(s) rede(s) que gera(m) maior redução de vazão de efluente que deve passar por tratamento, para cada cenário envolvendo os estudos de caso;
- Corroborar a dita vantagem oferecida por uma configuração de tratamento caracterizada como distribuída quando comparada a uma do tipo centralizada;
- Realizar uma análise econômica comparativa entre os cenários gerados, de forma a se comprovar que a redução da vazão leva à redução de custos;
- Utilizar uma métrica de valoração ambiental como um dos pilares auxiliares na escolha da rede ideal para ser implantada em uma indústria.

Este trabalho pretende avaliar os cenários sob os aspectos técnico, econômico e ambiental, motivado pela necessidade de se alcançar o mínimo consumo de água e geração de efluentes, com o menor impacto dos efluentes gerados pela indústria de papel e celulose, em colaboração com o desenvolvimento sustentável. A perspectiva é que este estudo possa servir como base para um aperfeiçoamento do modelo integrado de geração de redes de águas e efluentes, por meio da utilização simultânea dos algoritmos heurísticos DFA e DFE, sendo esta última ferramenta aplicada e descrita com detalhes ao longo deste trabalho.

O texto está estruturado da seguinte maneira:

**CAPÍTULO 2** – Revisão bibliográfica dividida em cinco partes: (i) sucinta descrição da atual conjuntura mundial de recursos hídricos, assim como do panorama econômico da indústria de papel e celulose; (ii) detalhamento do processo produtivo da mesma; (iii) resumo das técnicas

habituais, e das mais utilizadas neste setor, para o tratamento de efluentes; (iv) elucidação geral sobre o DFE e sobre a legislação que rege o descarte de rejeitos aquosos; e (v) por fim, uma breve explicação da técnica socioeconômica de valoração ambiental.

**CAPÍTULO 3** – Apresentação da metodologia utilizada neste trabalho.

**CAPÍTULO 4** – Apresentação dos estudos de caso desenvolvidos assim como dos resultados obtidos após a aplicação do DFE nos mesmos.

**CAPÍTULO 5** – Exposição das conclusões e recomendações para futuros trabalhos.

## 2 Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica

### 2.1 Uso da água e panorama econômico do setor

A água é um composto imprescindível para a produção de papel e celulose, sendo utilizada desde a criação de mudas de eucalipto ou pinus até o processo industrial. De toda a água consumida neste ramo, 96,2% são provenientes dos rios (BRACELPA, 2010). Ao mesmo tempo, a emissão de efluentes em corpos hídricos por esta indústria caracteriza-se como uma das maiores causadoras de impactos ambientais deste setor (AMARAL, 2008).

O consumo de água de uma fábrica típica deste setor varia de 20 a 150 m<sup>3</sup> por tonelada de celulose seca ao ar, onde 45% a 60% deste valor ficam a cargo da planta de branqueamento (RABELO *et al.*, 2001 *apud* MONTANHESE *et al.*, 1998). O volume de efluentes gerados está intrinsecamente relacionado à tecnologia adotada e se situa entre 1,5 a 60 m<sup>3</sup> de efluente por tonelada de papel produzido (MARQUES, 2008). A Figura 2.1-1 apresenta o consumo volumétrico de água em cada etapa do processo de produção de celulose. Pode-se notar que o maior consumo está na etapa de branqueamento, com aproximadamente 262 m<sup>3</sup>/h, seguido da depuração e secagem, consumindo 138 m<sup>3</sup>/h. As vazões dos efluentes produzidos podem ser observadas na Figura 2.1-2, atentando-se ao fato de que a etapa de branqueamento lidera também esse ranking, gerando uma vazão volumétrica de efluentes de 250 m<sup>3</sup>/h, valor estreitamente relacionado ao consumo de água desta etapa.

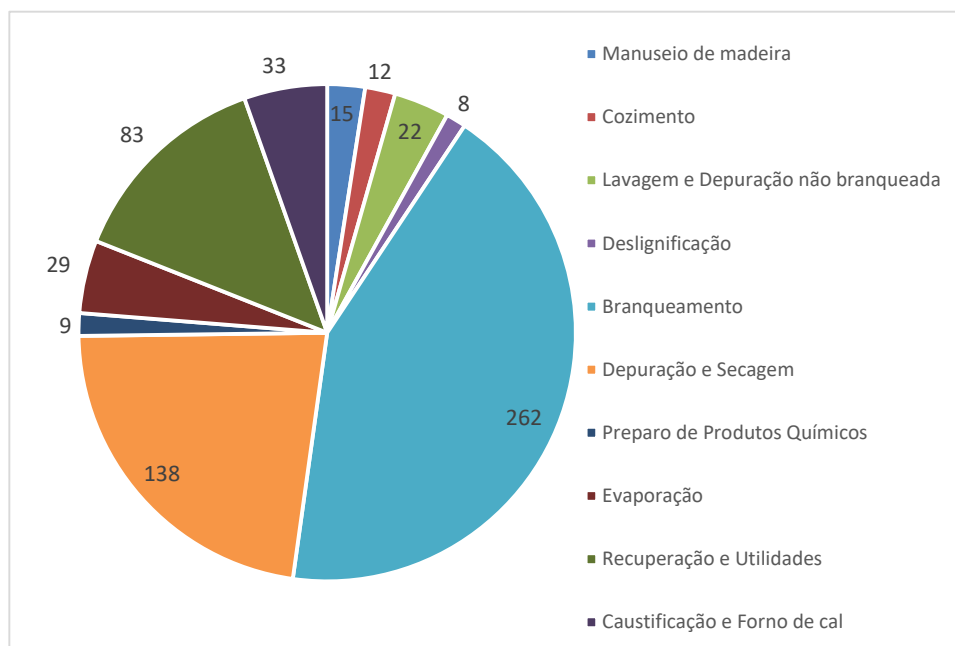


Figura 2.1-1 - Consumo volumétrico de água em m<sup>3</sup>/h nas diferentes etapas da produção de celulose (adaptado de MARQUES, 2008).

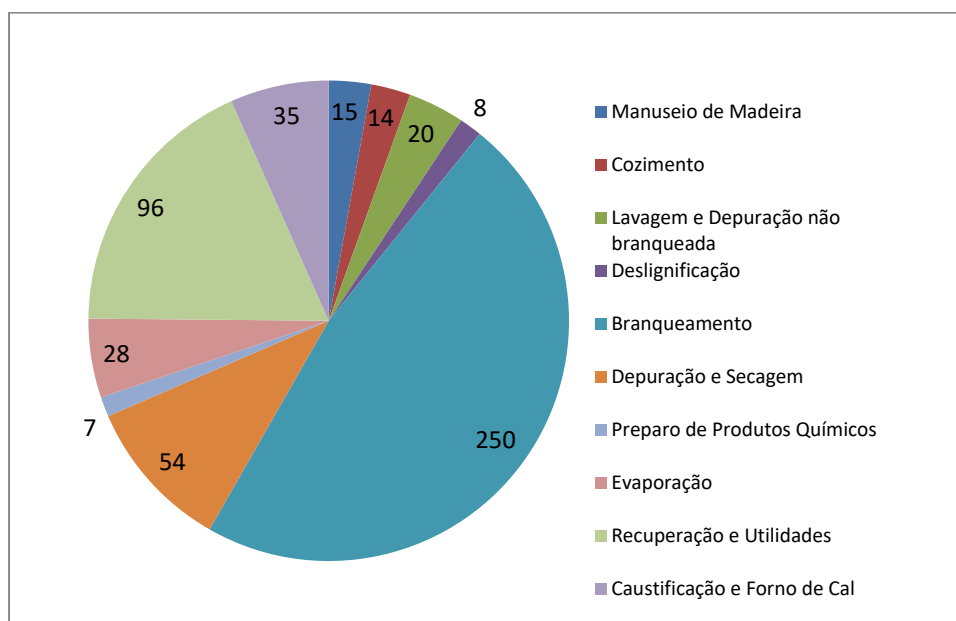


Figura 2.1-2 - Vazão volumétrica (em m<sup>3</sup>/h) de geração de efluentes por etapa de produção da celulose (adaptado de MARQUES, 2008).

Na década de 1950, foi instituído no Brasil o chamado Plano de Metas, em um esforço do governo do presidente Juscelino Kubitschek para promover o desenvolvimento econômico do país. Cinco áreas prioritárias para destinação de investimento foram, assim, elegidas. A indústria de celulose e papel foi uma delas. Como resultado, o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), passou a dar suporte financeiro constante a este setor a partir de 1957. Alicerçado no programa de incentivos fiscais, entre 1965 e 1985, a área de plantios florestais no Brasil, principalmente dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, saltou de 500 mil para aproximadamente 4,5 milhões de hectares, distribuídos nos chamados “distritos florestais”. No início da década de 2000, estes distritos viram-se confrontados com as forças socioambientais, fenômeno que vinha tomando força desde os anos 70 e, então, o antigo modelo de desenvolvimento destes sítios se viu forçado a se adequar a um modelo de desenvolvimento mais ecologicamente responsável (PÖYRY, 2017).

Atualmente, o Brasil é um país eficiente na produção de celulose, apresenta alta competitividade devido, principalmente, a condições edafoclimáticas (relação espécie-solo-clima para plantio) e ao largo histórico de investimentos em pesquisas na área florestal citado ao longo dos anos. Pode-se observar, na Figura 2.1-3 que a produção nacional de celulose vem crescendo substancialmente desde a década de 90 (BNDES, 2017). No período entre 2005 e 2016, o crescimento foi de 6,8% ao ano (PÖYRY, 2017).

Uma situação bastante distinta diz respeito a produção de papel no Brasil, a qual apresentou um crescimento médio, entre 2000 e 2015, de apenas 2,5% ao ano, como pode ser observado na Figura 2.1-4. O consumo per capita de papel no Brasil ainda fica bem aquém daquele de países mais desenvolvidos. Isso indica que há margem para crescimento deste setor em uma perspectiva a longo prazo (PÖYRY, 2017).

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<b>Produção</b>	10.352	11.180	11.998	12.697	13.315	14.164	13.992	13.977	15.129	16.465	17.370	18.773
<b>Importação</b>	310	326	292	325	359	412	392	411	430	416	407	356
<b>Exportação</b>	5.441	6.161	6.484	7.040	8.229	8.375	8.478	8.513	9.430	10.614	11.528	12.901
<b>Consumo Aparente</b>	5.221	5.345	5.906	5.982	5.445	6.201	5.906	5.897	6.129	6.249	5.228	6.228

Figura 2.1-3 - Consumo aparente de celulose no Brasil, incluindo pasta mecânica (em mil toneladas) (PÖYRY, 2017).

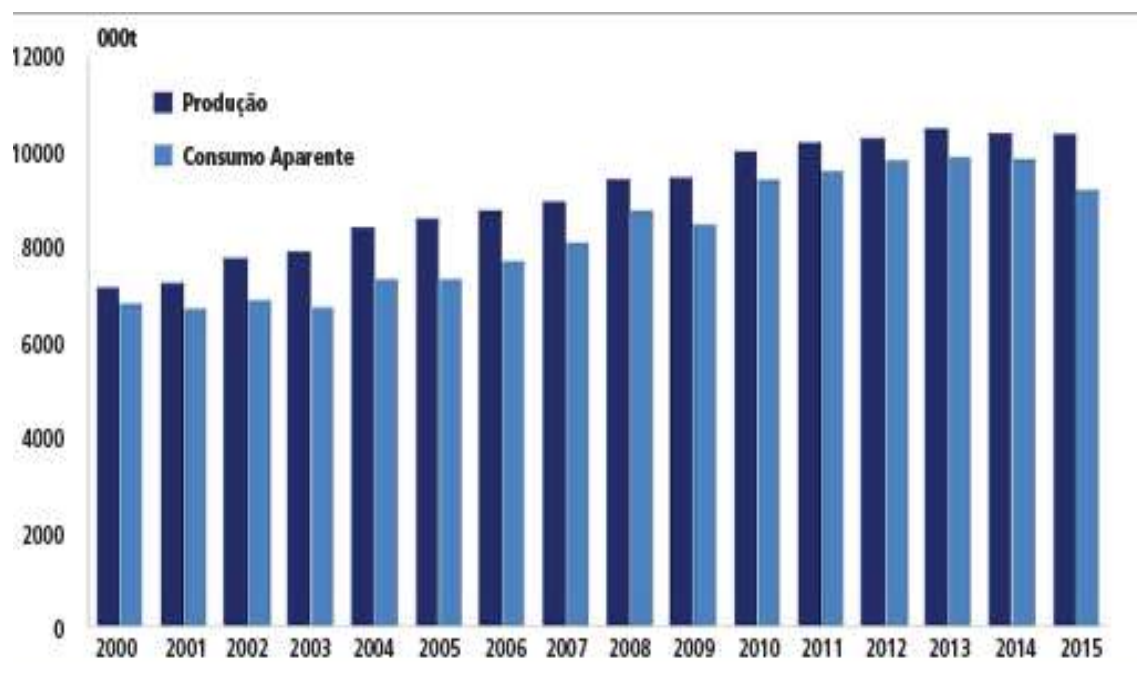


Figura 2.1-4 - Produção e consumo aparente de papel no Brasil entre os anos 2000 a 2015 (PÖYRY, 2017)

Embora varie consideravelmente de uma região para outra, a projeção de consumo de fibra de papel segue uma tendência: perspectiva negativa de crescimento para países desenvolvidos e um significativo acréscimo na demanda dos mercados emergentes. Em uma

média global, a estatística indica um aumento de 1,1% ao ano até 2030. O tipo de papel com maior requisição mercantil continuará sendo o reciclado (PÖYRY, 2017).

Entre as líderes globais do segmento de celulósico, encontram-se as maiores empresas brasileiras do ramo, Fibria e Suzano, como se pode observar na Figura 2.1-5. Cabe ressaltar ainda que entre os 20 maiores produtores, figuram mais duas companhias brasileiras: Eldorado e Cenibra (BNDES, 2017).

Empresa	Milhões de toneladas/ano	Share (%)
Fibria	5.950	8,7
Arauco	4.430	6,5
April	3.775	5,5
Suzano	3.495	5,1
CMPC	3.150	4,6
Próximos cinco	11.325	16,6
Demais	36.220	53,0
Total	68.345	100,0

Figura 2.1-5 - Ranking dos maiores produtores de celulose em 2015 (BNDES, 2017).

Depreende-se que a indústria de celulose no Brasil se mantém em posição favorável a nível mundial, porém esforços devem ser feitos para que melhorias efetivas no processo produtivo e uma otimização do gerenciamento dos recursos sejam realizadas nesta esfera. Assim, as exigências socioambientais, cada vez mais rigorosas, poderão ser atendidas pela indústria nacional, sem perda de competitividade global.

## 2.2 Processo de produção na indústria de papel e celulose (P&P)

A madeira é formada de celulose (sendo esta a principal constituinte do papel), de outros carboidratos e de lignina, a qual funciona como uma cola entre as cadeias de celulose. O propósito do procedimento de polpação é separar os compostos não celulósicos da matéria prima realmente necessária para a produção do papel.

Será brevemente descrito aqui o processo de produção de celulose e papel, baseado, majoritariamente, na dissertação de Marques (2008). Uma discussão completa sobre este assunto encontra-se no apêndice.

O diagrama de blocos representado na Figura 2.2-1 ilustra as etapas do processo de produção da celulose para posterior fabricação de papel.

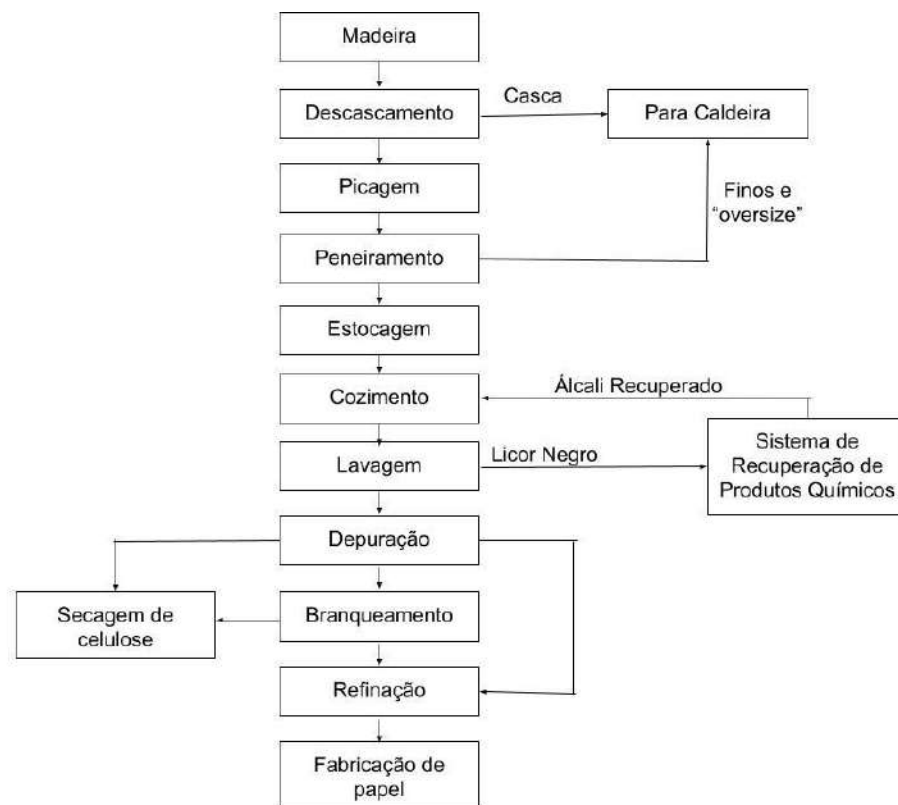


Figura 2.2-1 - Diagrama de blocos de obtenção de celulose e papel (MARQUES, 2008)

A madeira proveniente da floresta é direcionada ao pátio de madeira, onde será condicionada para o processo. As toras são serradas e passam por descascamento, pois as cascas não tem quantidade relevante de fibras que justifique seu aproveitamento na produção de papel, porém podem servir como combustível para caldeiras, possibilitando a geração de calor intraprocessual. Em seguida, são lavadas visando eliminar possíveis resquícios de cascas e são picadas em forma de cavacos, fragmentos de madeira com dimensões ideais para facilitar a penetração dos licores de cozimento. A qualidade dos cavacos determina a qualidade da polpa e, após a picagem, estes são classificados, de maneira que os superdimensionados retornam ao picador, os finos são queimados na caldeira e os que passam pela peneira são direcionados ao cozimento. A estocagem de cavacos possibilita o armazenamento da matéria prima em espaço reduzido e com tamanho ideal para quando se fizer necessária sua utilização.

O cozimento tem a finalidade de solubilizar a lignina que age como cola entre as fibras de celulose na madeira e se dá na presença de uma solução básica (licor branco) em vasos de pressão chamados digestores. A deslignificação ocorre quando da formação de um composto orgânico de lignina-sódio e separação das fibras de celulose, liberando o licor concentrado (negro), que será recirculado como diluente, possibilitando a não utilização de uma quantidade adicional de água. O cozimento não pode acarretar a completa remoção de



lignina, visto que isto causaria um ataque do álcali à celulose e, assim, implicaria em diminuição do rendimento do processo. O grau de deslignificação é controlado pelo chamado número kappa, uma titulação na qual o permanganato de potássio requerido é proporcional ao teor de lignina residual.

Existem fundamentalmente 3 processos para a preparação da pasta celulósica: mecânico, semi químico e químico (dividido em processo do sulfato e do sulfito). Aquele utilizado em 90% das indústrias, e também nos estudos de caso do presente trabalho, é o processo químico, mais especificamente, o processo Kraft (de sulfato). Logo, o enfoque aqui será dado apenas a ele.

No processo Kraft (do alemão, forte), a madeira, em forma de cavacos, é tratada nos digestores, com soda cáustica (NaOH) e sulfeto de sódio (Na<sub>2</sub>S). Este processo dá origem a uma pasta fibrosa de alta resistência, branqueável e com boas propriedades físico-mecânicas. Uma das grandes vantagens deste processo é a possibilidade de boa recuperação de produtos químicos, visto que há reutilização de seus próprios produtos em diversas etapas.

Na saída dos digestores há um sistema de lavagem que age para a purificação das fibras e recuperação do licor de cozimento esgotado. A quantidade de água utilizada nesta etapa é o fator chave. Muita água significa maior gasto posterior com energia para concentração do licor negro. E pouca água pode resultar em má purificação das fibras e, conseqüentemente, em maior necessidade de produtos químicos na etapa de branqueamento.

Na depuração, a polpa é diluída e enviada para centrífugas, a celulose recuperada é encaminhada para branqueamento, o filtrado (licor negro) é transferido para um sistema de recuperação, sendo concentrado até atingir um teor de sólidos de cerca de 50%, passando a ser chamado de licor verde, e a parte rejeitada na depuradora centrífuga, constituída de um aglomerado de fibras, é reintroduzida no processo.

O branqueamento tem como objetivo geral remover a coloração da pasta que deixa os digestores e limpar a polpa através da remoção de substâncias que absorvem luz. Porém, esta é a etapa que mais utiliza água e gera efluentes na produção de celulose. Os contaminantes mais preocupantes são os organo-halogenados adsorvíveis (AOX), devido à sua alta toxicidade e o risco de bioacumulação em peixes, podendo, assim, ser transmitidos para humanos pela alimentação. O reúso dos efluentes é criticamente importante para reduzir a carga poluidora (SELL, 1992).

O esquema simplificado da etapa de branqueamento pode ser analisado na Figura 2.2-2.

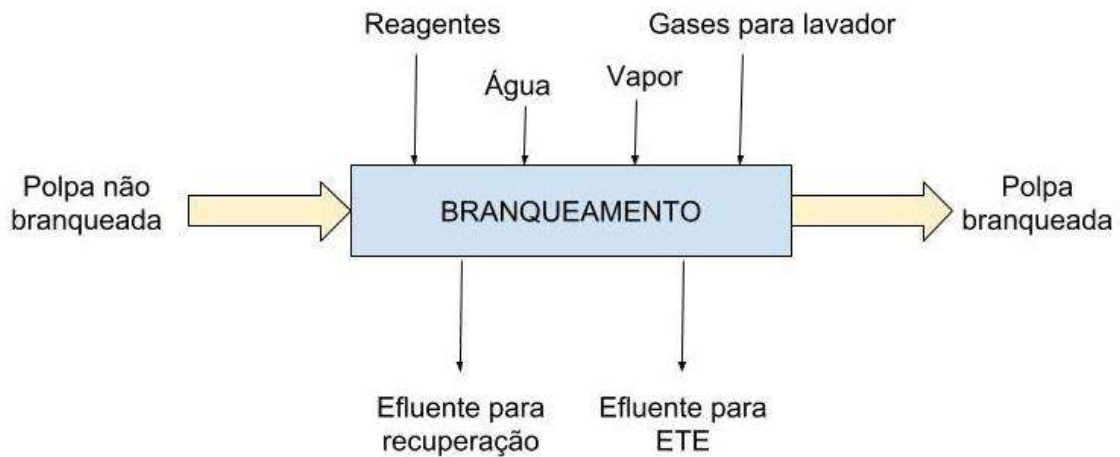


Figura 2.2-2 - Esquema simplificado do Branqueamento (adaptado de COLODETTE *et al.*, 2002)

Existem diversas abordagens para a realização do branqueamento atualmente. Elas vêm se desenvolvendo em busca de tecnologias mais limpas, principalmente devido a pressões socioambientais.

O branqueamento é efetuado em torres de dois a nove estágios e em cada qual ocorre a mistura da polpa com reagentes químicos e vapor, a reação dessa mistura e a lavagem da polpa após a interação, de forma a retirar o material já oxidado e expor novas superfícies à ação do oxidante. Quanto menor o número de estágios, menor é o consumo de água (COLODETTE *et al.*, 2002).

No branqueamento padrão, ou *Standard*, a pasta celulósica é inicialmente tratada com cloro. Este reage rapidamente com a lignina formando a clorolignina, uma substância colorida facilmente removida por extração com álcali.

O cloro foi amplamente utilizado durante anos, devido ao seu baixo custo, porém, devido a diversos problemas ambientais causados no ecossistema pelos organoclorados, ele vem sendo paulatinamente substituído por outros oxidantes.

O dióxido de cloro tem sido empregado como substituinte na maioria das pastas celulósicas que tem como exigências alvura elevada e boas propriedades mecânicas. Embora ainda ocorra a formação de organoclorados, a quantidade produzida é razoavelmente menor do que quando se utiliza o cloro molecular.

O ozônio é um agente oxidante limpo, pois gera apenas oxigênio e água. Sua principal finalidade é favorecer a deslignificação. Apresenta como desvantagem o custo e a eventualidade de ocorrência de degradação da polpa, mas apenas se usado em altas dosagens (DEL GRANDE, 2004).

O peróxido de hidrogênio possibilita atingir níveis de alvura aceitos pelo mercado, contudo para alvuras altas é necessário utilizar o ozônio em estágio anterior ao peróxido, reduzindo então o consumo deste (DEL GRANDE, 2004).

O ozônio e o peróxido de hidrogênio são os agentes de branqueamento considerados menos prejudiciais ao Meio Ambiente, posto que não apresentam cloro em sua composição, o que evita a formação de compostos organoclorados no efluente da planta de branqueamento (AMARAL, 2008).

Em fábricas integradas, a polpa é bombeada para a fabricação de papel com cerca de 4% de consistência. Em fábricas não integradas, a polpa é prensada e depois seca com vapor antes de ser transportada. A folha de celulose seca é cortada e embalada em fardos (PIOTTO, 2003).

Na Figura 2.2-3, como forma de síntese, pode-se ver uma representação esquemática, em forma de balanço de massa, das entradas e saídas do processo Kraft.

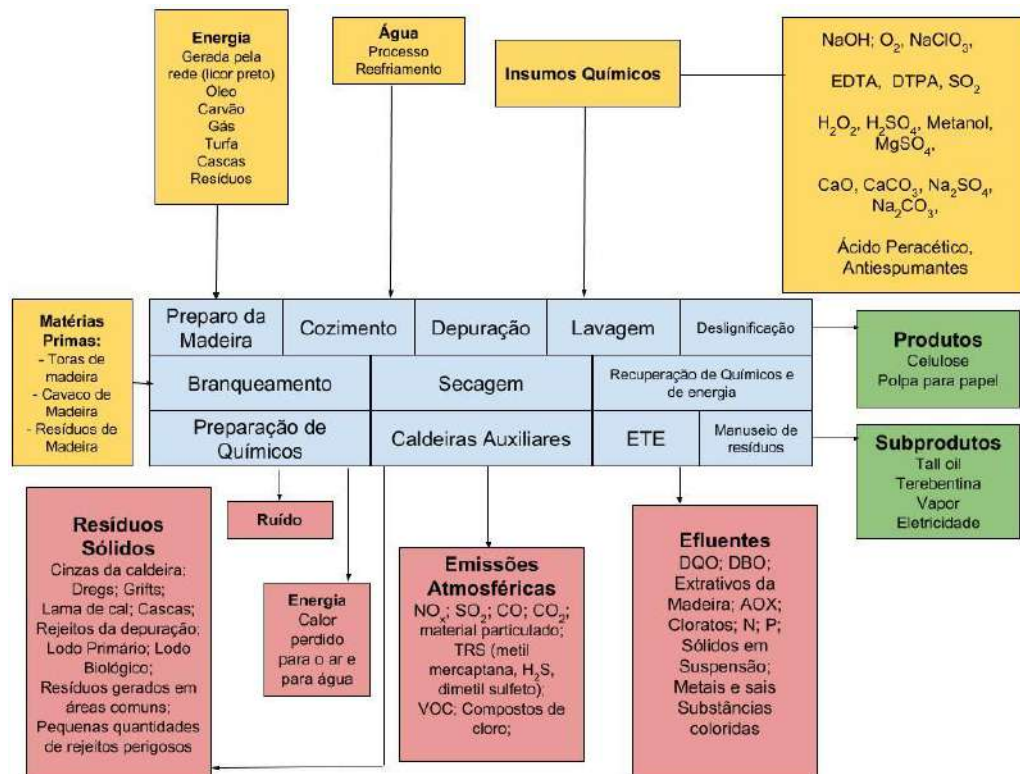


Figura 2.2-3 - Visão geral de matérias primas, insumos e produtos do processo Kraft (adaptado de IPPC, 2015)

Outra análise importante e consistente com o tema deste trabalho é a emissão de efluentes aquosos proporcionada por uma unidade de produção Kraft.

Observa-se na Figura 2.2-4 um compêndio dos mesmos.

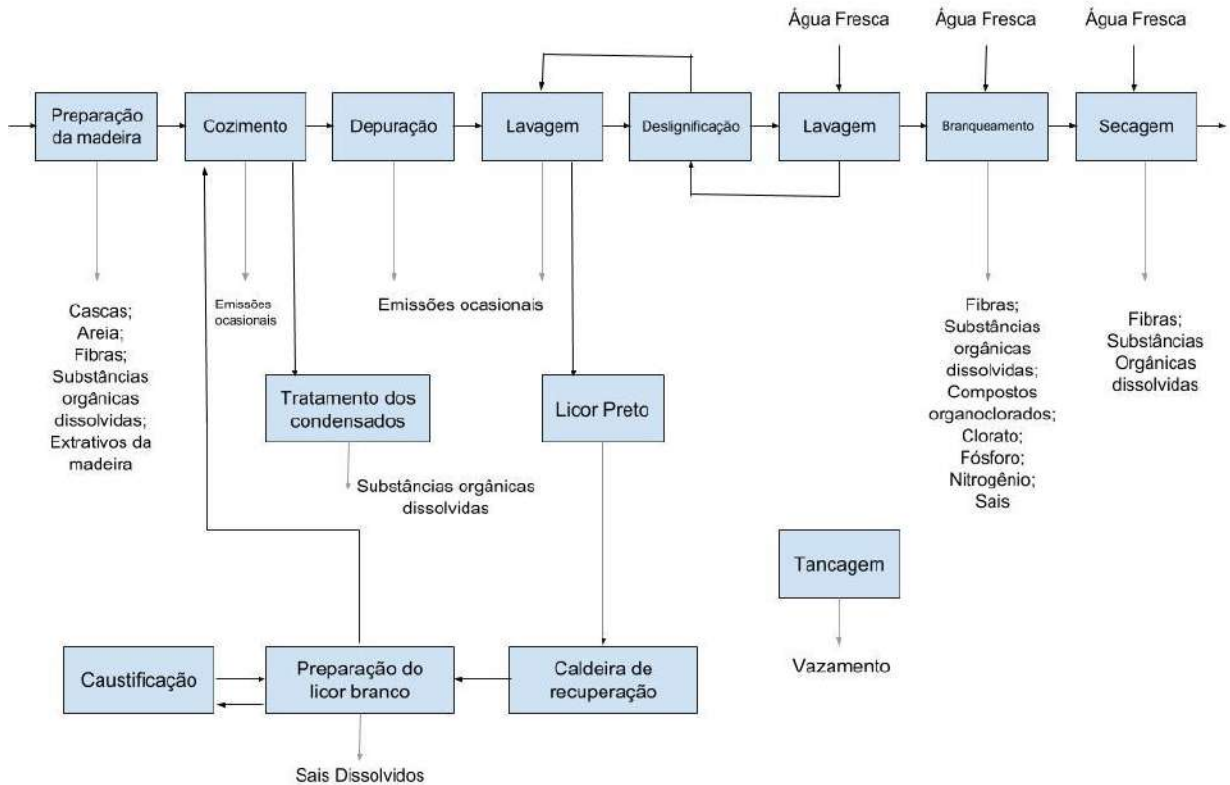


Figura 2.2-4 - Tipo de efluentes mais comuns gerados nas diferentes etapas do processo Kraft (adaptado de IPPC, 2015)

As emissões são majoritariamente de substâncias orgânicas consumidoras de oxigênio. Quando utiliza-se compostos químicos contendo cloro para o branqueamento, identifica-se AOX e cloretos. A emissão de substâncias cromóforas diminuem a transparência da água e podem também ser tóxicas aos organismos aquáticos. O lançamento de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, pode levar à eutrofização dos cursos d'água. Por fim, embora em pequenas concentrações, metais extraídos da madeira podem ser detectados nos efluentes (IPPC, 2015).

## 2.3 Tratamento de Efluentes

### 2.3.1 Procedimento generalizado

A sequência padrão para tratamento de efluentes é: pré tratamento, tratamento primário e tratamento secundário, podendo ou não haver necessidade de um tratamento terciário e/ou de um pós tratamento. Uma escolha racional da tecnologia de tratamento a ser adotada é de suma importância para que se alcance a qualidade requerida para cada tipo de efluente (BHOJWANI *et al.*, 2019).

- Pré tratamento: visa a diminuição da quantidade de sólidos suspensos grosseiros. Não há praticamente remoção de DBO (5-25%), pois consiste na preparação do efluente (condicionamento) para o tratamento posterior, de forma a se evitar obstruções e danos em equipamentos da planta. São exemplos: gradeamento, peneiramento e desarenação (CAMMAROTA, 2017).
- Tratamento primário: Majoritariamente físico, contemplando o uso de clarificador primário para remover impurezas que podem estar em suspensão (BHOJWANI *et al.*, 2019). Pode remover de 40 a 70% dos sólidos em suspensão e cerca de 35% da DBO. As técnicas mais utilizadas neste tipo de tratamento são: sedimentação, coagulação/floculação, flotação e precipitação química (CAMMAROTA, 2017).
- Tratamento secundário: constitui-se de tratamentos biológicos, que podem ser divididos em aeróbios ou anaeróbios. Esta etapa consiste fundamentalmente em realizar a transformação da matéria orgânica biodegradável dos efluentes em gases, sólidos inorgânicos e em material biológico sedimentável, os quais podem ser isolados do efluente por sedimentação, mas também dão estabilidade adicional aos efluentes que necessitam de tratamento terciário. Os principais processos nesta fase são: lodos ativados, lagoas aeradas e digestores anaeróbios (CAMMAROTA, 2017).
- Tratamento terciário: Pode ser subdividido em processos de tratamento térmico ou de membrana. Pode ser aplicado para atenuação de sólidos em suspensão, carga orgânica biodegradável e não biodegradável, micropoluentes, cor, sais minerais e nutrientes. Técnicas que podem o

exemplificar são: adsorção com carvão ativado, troca iônica, ultrafiltração, nanofiltração, osmose inversa e oxidação química (CAMMAROTA, 2017).

- Pós tratamento: Alguns dos mecanismos adotados neste ponto de tratamento são: remoção de gases dissolvidos (por *stripping* em torres de recheio) e desinfecção para tornar a água livre de patógenos (efetivada com UV, Cl<sub>2</sub> ou O<sub>3</sub>) (BHOJWANI *et al.*, 2019).

### 2.3.2 Técnicas no setor de Papel e Celulose

Com a tendência de aumento do custo da água e a legislação ambiental que vem se tornando mais exigente, o mercado global para o tratamento de efluentes no setor P&P aumentará, de acordo com as previsões de Frost and Sullivan, de 983.9 milhões de dólares em 2012 para 1,569 bilhões de dólares em 2020 (KOROSEC, 2013 *apud* TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, 2017). Assim sendo, tal setor industrial se vê obrigado a buscar alternativas aos protótipos atuais de tratamento, pesquisando métodos mais ecologicamente corretos e técnicas de tratamento mais eficientes (TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, 2017).

Na Tabela 2.3-1 podemos ver dados de uma caracterização para um efluente típico de uma indústria de papel e celulose.

Tabela 2.3-1 - Caracterização química de efluente de planta de papel e celulose (adaptado de TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, 2017).

<b>Tipo e origem do efluente</b>	<b>Composição Química; Concentração em ppm</b>
Efluentes de polpação mecânica e química	DQO; 500 – 115.000
	pH; 6,3 – 6,8
	Lignina; 11.000 – 25.000
	Sulfato; 3 – 5.100
	Sulfito; 50 – 4.800
	Sulfeto; 1 - 270
	Ácido Acético; 235 – 10.400
	Ácidos Resínicos; 3,2 - 550
	Cloretos; 13,9 – 38,5
	Ácidos Totais; 5
	Fenóis; 17 - 800
	Peróxido; 0 - 100
	Furfural; 0 – 1.140
	Terpenos; 0,1 – 25.000
	2-Propanol; 0 - 18
	Metanol; 90 – 12.000
	Etanol; 0 – 3.200
	Ácido Abiético; 4,3 – 5,2
	Ácido Oléico; 5,3 – 14,5
	β-Sitosterol; 2,2
Ca <sup>2+</sup> ; 17 - 27	
Taninos; 2.730	
Efluentes da fábrica de papel e de papel reciclado	DQO; 480 – 4.450
	pH; 6,1 – 8,3
	Cloretos; 80 - 980
	Sulfatos; 241
	Fosfatos; 155 - 470
	Ácidos Graxos Voláteis; 950
	Ácido acético; 200
	Ácido Propiônico; 98
	Ácido Butírico; 36
	Polifenóis Totais; 48
Celulose; 1.200	

As principais razões para valores tão discrepantes das características químicas dos efluentes deste setor são o tipo de matéria prima utilizada e as próprias diferenças nos processos de polpação e produção de papel (TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, 2017).

Certos poluentes liberados durante as etapas do processo de produção da polpa e do papel podem ser reduzidos com melhorias em processos, especialmente se combinados com um bom gerenciamento da planta industrial.

A partir de agora, serão listadas as técnicas mais difundidas para tratamento no setor de papel e celulose.

#### ✚ Métodos físico químicos:

No que diz respeito aos custos operacionais, os tratamentos físico químicos são relativamente caros se comparados ao tratamento biológico, sendo este último, desta forma, mais utilizado. Entretanto, se o efluente apresentar poluentes orgânicos persistentes (POPs) e baixa biodegradabilidade, é recomendado que sejam efetuados tratamentos físico químicos previamente aos processos biológicos, para que estes possam se dar de maneira mais rápida e demandar volumes menores de reatores (BAYR *et al.*, 2013).

- Tecnologias de membrana:

Diversos tratamentos que utilizam membranas são empregados para tratar efluentes da indústria de papel e celulose. Um pré tratamento com enzimas, sobretudo com a lacase, vem demonstrando grandes incrementos em performance, quando realizados antes dos processos de filtração com membranas (KAMALI; KHODAPARAST, 2015).

A osmose reversa, apesar de seu alto custo energético associado, apresenta alta aceitação, devido à capacidade que apresenta de destruir patógenos. Porém há um problema com a disposição do concentrado que é gerado por essa técnica e, assim, a proposição de um pré tratamento com um composto floculante (PAFSSB), antes da realização da osmose reversa, é recomendada, visando obter uma melhoria na atuação destes sistemas, atingindo uma redução de até 75% da DQO (LI; ZHANG, 2011).



- Adsorção:

Diversos adsorventes, como carvão ativado, sílica, argila, cinzas de carvão, entre outros, foram preliminarmente experimentados e mostraram bom desempenho para remoção de coloração e poluentes orgânicos persistentes (POPs) de efluentes da indústria de P&P (KAMALI; KHODAPARAST, 2015).

As resinas de troca iônica agem preferencialmente nos compostos hidrofóbicos e de alto peso molecular presentes nestes efluentes. Reduzem em até 72% o carbono total dissolvido nos mesmos (CIPUTRA *et al.*, 2010).

- Oxidação:

Muitos processos oxidativos assim como novos materiais catalíticos são constantemente estudados e incorporados a este setor.

Herney-ramirez *et al.* (2011) obtiveram um importante resultado ao conseguirem realizar a completa degradação do alaranjado II, corante largamente utilizado no processo de papel e celulose, e frequentemente encontrado em seus efluentes, com processo catalítico heterogêneo por via úmida com a utilização de peróxido de hidrogênio.

#### Tratamentos biológicos:

Os métodos de tratamento biológico englobam aqueles realizados com fungos, bactérias, algas e enzimas. Eles são considerados os mais vantajosos, visto que os microrganismos são capazes de destruir alguns patógenos e tais técnicas apresentam os menores CAPEX e OPEX quando comparadas a outras disponíveis. Contudo, os processos biológicos convencionais não tem alta eficiência de remoção de cor e de compostos recalcitrantes e complexos (como é o caso da lignina e de taninos), os quais são comumente encontrados nos efluentes da indústria de papel e celulose.

Recentemente, devido a demanda por soluções mais inovadoras, métodos como os biorreatores com membrana (MBR), reatores em batelada sequenciais (RBS), lagoas aeradas e filtros anaeróbicos vem sendo sugeridos para o tratamento dos efluentes de P&P (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

- Lodo Ativado:

Apesar do alto rendimento de remoção de DBO e DQO, o efluente do setor de papel e celulose é conhecidamente pobre em nutrientes, levando a produção de uma maior quantidade de lodo. Para superar esta questão, os níveis de nitrogênio e de fósforo do efluente devem ser aumentados antes do tratamento com lodo ativado. Sólidos suspensos são usualmente carregados para um sistema posterior de bacias de decantação, pois o processo de lodo ativado também apresenta dificuldade de separação sólido-líquido, como consequência das baixas velocidades de decantação (PATZIGER *et al.*, 2012).

- Lagoas aeradas:

Esta tecnologia remove até 95% da DBO, 85% de fenóis clorados, sendo bastante eficaz nestes quesitos. Porém, é limitada na diminuição de DQO, retirando entre 60 e 70% da mesma, e de AOX, com remoção de apenas, aproximadamente, 50% (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

- Reatores biológicos de membrana (MBRs):

Esses sistemas conseguem diminuir a quantidade de biomassa que é gerada como resíduo, contrapondo o ponto fraco do lodo ativado. Buyukkamaci e Koken (2010) descreveram os sistemas MBR como uns dos melhores a níveis econômico e tecnológico, tendo em vista que conseguem remover eficazmente DBO, DQO, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, AOX e coloração.

Esta técnica, apesar de ter baixo custo operacional associado, de apresentar uma baixa pegada ecológica e de ser uma operação flexível, por aguentar tratar uma variedade de fluxos, apresenta um grande problema nas membranas, conhecido como bioincrustação (*biofouling*, em inglês), o que limita a flexibilidade da tecnologia e conduz a elevados custos com manutenção (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

- Tratamento anaeróbio:

Tradicionalmente empregado no tratamento de efluentes industriais e municipais, a digestão anaeróbia, por possibilitar a geração de biogás, tem grande importância para a redução de custos operacionais. Entretanto, efluentes pobres em nutrientes, ou ricos em substâncias que contenham lignina ou enxofre, são dificilmente tratados por esse processo, ficando as mesmas retidas em forma de sólidos suspensos ou coloração no efluente final. Técnicas de tratamento terciário se fazem necessárias antes do descarte no ambiente (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

Os efluentes deste setor que são branqueados com a utilização de cloro não são degradados eficazmente pela digestão anaeróbia, em virtude da existência de compostos tóxicos que dificultam o desenvolvimento bacteriano. Por esta razão, diversos estudos propõem a combinação de processos anaeróbicos com outras biotecnologias, como é o caso dos biorreatores de membrana anaeróbicos, que vem se tornando muito populares no setor de tratamento de efluentes da indústria de P&P e dos filtros anaeróbicos, que estão sendo utilizados em vários materiais de recheio, de forma a possibilitar também a remoção de organoclorados (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

- ✚ Granulação Aeróbia (AGS - Lodo Granular Aeróbio):

Os reatores granulares aparecem na década de 90, propondo uma promissora técnica, baseada em aplicação de estresse à células bacterianas, através de aplicação de elevada força de cisalhamento no reator e da incorporação de ciclos de fome e saciedade, o que causa a secreção de substâncias poliméricas extracelulares, as quais formam os grânulos, que podem possuir entre 0,5 e 5,0mm (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

As diferentes espécies de microrganismos encontradas nos grânulos aeróbicos podem estar presentes devido à estrutura em forma de camadas dos mesmos, onde no exterior se tem uma camada aeróbica, seguida de uma zona de transição anóxica e de um interior anaeróbico (YILMAZ *et al.*, 2008).

Tal tecnologia promete grandes inovações na área de tratamento de efluentes de papel e celulose, por apresentar algumas características notáveis, tais quais:

- ✓ Reduz os custos operacionais de uma planta, anualmente, em, aproximadamente, 20% e diminui o espaço requerido em 75%, respectivamente (TAVARES, 2017);
- ✓ Capacidade de atuar em condições tóxicas e com diferentes taxas de cargas de substratos (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018);
- ✓ Propicia grande retenção de biomassa no interior do reator, permitindo a rápida metabolização dos poluentes, e, deste modo, permitindo melhorias no desempenho e na estabilidade do reator (TAVARES, 2017);
- ✓ Aptidão dos microrganismos típicos deste processo a armazenar a matéria orgânica presente na água residuária como fonte de reserva dentro de suas células, de forma que possam consumi-las na fase de fome (TAVARES, 2017);

Este sistema foi testado em efluente de produção de papel, obtendo uma média de remoção de 90%. O tratamento granular ocorreu em reator em batelada sequencial, sendo o inóculo (um composto denominado “*super mixed flora*”) considerado o grande responsável pelo sucesso da granulação, visto que possibilitou o crescimento de microrganismos filamentosos que proveram um pilar estrutural aos grânulos (HAILEI *et al.*, 2006).

Comparado com o sistema tradicional de lodo ativado, o lodo granular apresenta menor pegada ecológica, melhor sedimentabilidade (facilitando a separação do efluente tratado do lodo granular), maior retenção de biomassa, tolerância superior à toxicidade e resistência à variações na carga, além de conseguir também atuar eficazmente em situação de deficiência nutricional, típica dos efluentes do setor de papel e celulose, o que faz com que seja altamente adequado ao tratamento dos mesmos. Estudos ainda são necessários neste domínio, porém, ao que tudo indica, a indústria de P&P tem muito a se beneficiar desta nova tecnologia (VASHI; IORHEMEN; TAY, 2018).

## **2.4 Diagrama de Fontes de Efluentes (DFE): ferramenta para redução de tratamento e descarte final**

Sendo um relevante instrumento da Engenharia de Processos, inicialmente desenvolvido e nomeado de Diagrama de Fontes de Rejeitos (DFR) por Delgado *et al.* (2009), foi fundamentado nas heurísticas do estudo de Húngaro (2005), que dissertou sobre a escolha do melhor encadeamento de técnicas de tratamento final de acordo com a eficiência de

remoção das mesmas para um conjunto de correntes de efluentes. Surge, desta maneira, como forma de complementação do algoritmo heurístico diagrama de fontes de água (DFA) (GOMES *et al.*, 2007), o qual utiliza o conceito de transferência de espécies de contaminantes de uma corrente de processo para uma corrente aquosa, dentro de uma operação que utiliza água como agente de transferência de massa, sendo ambos inseridos no âmbito da Produção Mais Limpa, em busca da maximização do reúso de correntes aquosas industriais e da minimização da geração de efluentes.

Renomeado de Diagrama de Fontes de Efluentes (DFE) por Pacheco (2014), foi aplicado, juntamente com o DFA, para dados de uma refinaria de petróleo, mostrando como o DFE pode ser um importante coadjuvante na análise de redes de águas previamente existentes, e será detalhado posteriormente, seguido da utilização de seus fundamentos teóricos na aplicação do presente trabalho.

Testado por Mirre *et al.* (2015), foi incorporado ao modelo P+ÁGUA (MIRRE, 2012) e corroborou para evidenciar a consistência, e a grande importância na esfera econômica e social de empresas, do método DFE.

Lages (2015) baseou-se nos estudos de casos da aplicação do DFA a uma refinaria de petróleo descritos por Mirre (2012), e desenvolveu redes de tratamentos de efluentes, com diferentes organizações e junções de correntes do processo, através do DFE, mostrando a versatilidade do método e o potencial que se apresenta na utilização simultânea de ambos os algoritmos.

Lion *et al.* (2015) aplicaram o método DFE, utilizando dados de cenários de reúso também no contexto de uma refinaria de petróleo, para demonstrar a utilização do mesmo na conjuntura de um modelo de gerenciamento do uso da água na indústria e, assim, ratificaram as vantagens de um tratamento distribuído de efluentes em relação ao tratamento centralizado, demonstrando que a diminuição da vazão associada ao primeiro leva a redução de custos finais.

Sabe-se que a caracterização dos efluentes é essencial para a escolha adequada da tecnologia e o monitoramento da eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes. Existem diversos parâmetros de controle e, dentre os principais, pode-se citar: matéria orgânica, óleos e graxas, metais pesados, ânions em suspensão ou dissolvidos, sólidos sedimentáveis, toxicidade, entre outros.

No caso da indústria de Papel e Celulose, a análise da quantidade de íons cloreto,  $\text{Cl}^-$ , como contaminante dos efluentes é de suma importância, visto que este ânion ainda é utilizado em diversas plantas na etapa de branqueamento da celulose, a qual gera a maior quantidade de efluentes de todo o processo. Devido a esta razão, foram selecionados estudos de casos para a aplicação do DFE nos quais o contaminante de referência é o próprio cloreto.

Ademais, o uso do cloro nesta etapa, induz a formação de organoclorados, como os AOX, compostos extremamente tóxicos. Assim sendo, recomenda-se um ensaio de toxicidade, logo após os tratamentos pelos quais os efluentes passam no método do DFE, visto que análises físico-químicas podem quantificar e qualificar substâncias presentes nos efluentes, mas nada dizem sobre seus efeitos biológicos.

Os testes de toxicidade são mensurados em organismos vivos e são divididos em dois tipos:

- Toxicidade aguda: quantifica a quantidade do composto tóxico que provoca inibição em 50% dos organismos testados. Mais conhecida pela sigla  $\text{DL}_{50}$  (dose letal). Os efeitos agudos são observados em até 96h (CAMMAROTA, 2017).
- Toxicidade crônica: fornece informações a respeito da toxicidade cumulativa de um agente tóxico. Os efeitos são subletais e permitem a sobrevivência do organismo, afetando suas funções biológicas. Efluentes, mesmo tratados, lançados continuamente em um curso receptor, podem provocar efeitos crônicos, visto que os organismos aquáticos são expostos a baixas concentrações de determinados poluentes por longos períodos de tempo (CAMMAROTA, 2017).

Os bioindicadores mais utilizados são bactérias, algas, peixes e plantas aquáticas. Enzimas também podem ser utilizadas, pois compostos tóxicos afetam a atividade enzimática e o grau de inibição da mesma pode ser quantificado em ensaios *in vitro*, permitindo estimar a toxicidade causada pelos compostos presentes nos efluentes. No Brasil, a ABNT tem várias normas que dizem respeito a estes testes, tais como: NBR 12713 a 12716, NBR 12648, NBR 13373 (CAMMAROTA, 2017).

No estado do Rio de Janeiro, a NT-213 estabelece critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, utilizando testes de toxicidade com organismos

aquáticos vivos, visando à proteção dos corpos d'água da ocorrência de toxicidade aguda ou crônica (INEA).

No procedimento DFE se fazem necessários conhecimentos acerca da vazão e da concentração dos contaminantes nos efluentes e, acima de tudo, da concentração limite para descarte nos corpos hídricos, visto que uma das principais finalidades de tal utensílio é obter valores de concentração de contaminantes, nos resíduos aquosos, inferiores, ou ao menos iguais, aos exigidos pela legislação em vigor.

A percepção mundial do valor econômico da água chegou até a esfera legislativa brasileira através da Lei Federal 9.433/1997, a qual instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, reconhecendo os recursos naturais, como a água, como um bem de domínio público, limitado e dotado de valor econômico. A cobrança pela utilização do lançamento de efluentes em corpos hídricos constitui uma aplicação do princípio poluidor-pagador, ou seja, um imposto (MIRRE *et al.*, 2015).

No Brasil, o órgão responsável pela determinação das condições e padrões de lançamentos de efluentes é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). As principais resoluções que regem sobre este tema são a nº 357/2005 e a 430/2011, porém cada unidade federativa brasileira possui a sua legislação específica para a disposição de efluentes nos corpos hídricos.

## **2.5 Valoração ambiental aplicada a redes de água e efluentes**

Segundo Mirre *et al.* (2015), a prática industrial gera como consequência impactos cujos efeitos são caracterizados no ramo das Ciências Econômicas como externalidades, podendo as mesmas serem positivas (benefícios) ou negativas (custos). Cada vez mais, as empresas estão considerando em seus processos de tomada de decisão os impactos ambientais causados por sua atividade, dado que o desenvolvimento sustentável está, de igual forma, progressivamente em voga.

A análise de um projeto industrial pode se dar sob duas óticas: privada (estudo de viabilidade econômica) ou social (internalização de externalidades), e demanda a elaboração de um mecanismo para a valoração ambiental. Uma caracterização do problema deve ser previamente realizada para tal e, para isso, pressupõe-se 5 etapas: (i) recolha de dados acerca

dos impactos ambientais e sociais causados, (ii) seleção da técnica de valoração econômica que melhor se adapta de acordo com as informações obtidas, (iii) estipulação dos principais indicadores diretamente relacionados ao processo, (iv) formulação dos custos ambientais abrangidos e, por fim, (v) análise da viabilidade de implementação da(s) alternativa(s) de reutilização. O estudo embasa-se na ponderação das externalidades negativas, entretanto, sob o ponto de vista ambiental, as externalidades positivas são de suma importância, visto que seus benefícios são inúmeros, como, por exemplo, a redução da água captada de um rio, a diminuição da degradação do ecossistema pelo menor volume de efluentes industriais que são lançados em corpos hídricos quando o reúso de resíduos aquosos é efetuado e, ainda, tem a capacidade de melhorar a forma como a empresa é vista perante a sociedade, a qual passa a reconhecer sua responsabilidade social (MIRRE *et al.*, 2015).

Audeh *et al.* (2015) basearam-se nos conceitos de prevenção da poluição e de uso racional da água para adicionar uma métrica alternativa ao modelo P+ÁGUA (MIRRE, 2012), o qual se pauta no gerenciamento integrado de recursos hídricos e considera, para que possa ser executado, a triagem e escolha de cenários promissores de reúso sustentável, gerados com o auxílio do DFA, e voltados para estudos posteriores que promovam a implementação dos mesmos na prática (MIRRE *et al.*, 2013). O então chamado Potencial Poluente do Cenário (PPC), foi, assim, estipulado a fim de associar a concentração de contaminantes contidos no efluente de descarte com o potencial de indução a processos poluidores derivados da perda de qualidade do corpo receptor. O trabalho de Audeh *et al.* (2015) analisa os impactos ambientais negativos relativos a dois processos altamente poluidores de efluentes provenientes de uma indústria de refino de petróleo que podem ocorrer em corpos hídricos: acidificação e eutrofização. É apresentado como um artifício auxiliar na tomada de decisão relativa à seleção das melhores redes representativas de um processo, porém uma análise crítica comparativa do avaliador se faz necessária, visto que o PPC pode variar infinitamente e valores mais próximos de zero ou negativos representam menores impactos nos corpos hídricos quando do descarte do efluente.



## 3

## Capítulo 3 – Metodologia

Neste capítulo será apresentada a ordenação dos procedimentos desenvolvidos para se chegar aos resultados finais.

### 3.1 Descrição da Metodologia implementada

A Figura 3.1-1 esquematiza o encadeamento de execução da metodologia para a geração de redes integradas de reaproveitamento de recursos hídricos e avaliação de impactos de descarte de efluentes. Como análise suplementar das redes de distribuição de água e tratamento de efluentes, propõe-se o uso de uma métrica que incorpore o valor de impacto de descarte pelo potencial de degradação da qualidade do corpo receptor.

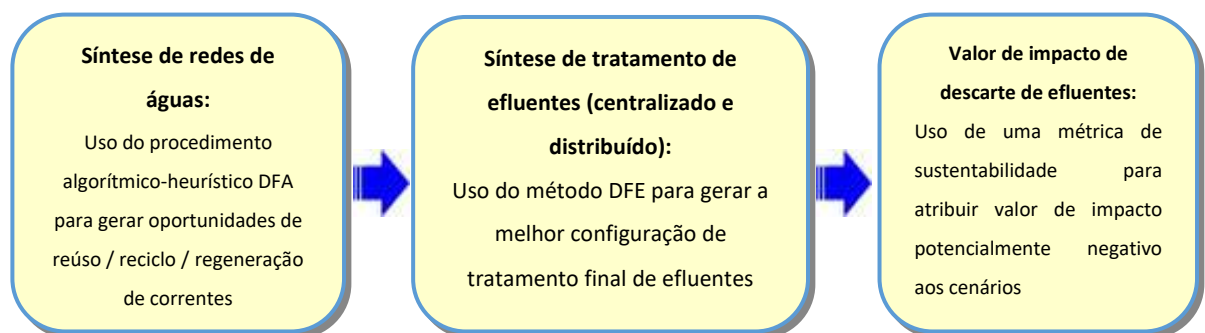


Figura 3.1-1 - Sequência de aplicação dos métodos para geração de redes de reaproveitamento de água, redes de tratamento final de efluentes e avaliação de impacto de cenários

A seguir, será descrita a metodologia adaptada de Pacheco (2014), que foi utilizada para a confecção deste trabalho, exemplificando, de maneira simples, sua aplicação para um contaminante (A) e um tratamento (T). Para obter a menor vazão possível e que atenda às exigências de descarte, os passos propostos devem ser respeitados para a elaboração do DFE:

- **Passo 1:** Identificação das correntes de efluentes e cálculo da carga de contaminante

Verifica-se quais correntes de efluentes necessitam de tratamento, identificando-as, juntamente com suas respectivas vazões. Por conseguinte, pode-se calcular a quantidade de contaminante(s) em cada operação ( $M_k$ , em g/h), através da multiplicação da vazão da corrente, em t/h, pela concentração do contaminante, em ppm.

Exemplo:

Tabela 3.1-1 - Dados das correntes de efluentes e quantidade de contaminante (PACHECO, 2014)

Efluente	Contaminante	Concentração (ppm)	f (t/h)	M (g/h)
1	A	400	60	24000
2	A	800	20	16000

- Passo 2: Pesquisa das concentrações de descarte dos contaminantes

Buscar na legislação apropriada a concentração limite para descarte do(s) contaminante(s) em questão no tipo de curso d'água que se está praticando o estudo.

No exemplo de Pacheco (2014), a concentração de descarte exigida para o contaminante A foi considerada como sendo 10ppm.

- Passo 3: Cálculo da quantidade de massa a ser removida ( $\Delta m_k$ )

A quantidade de massa do dado contaminante que deverá ser retirada em cada operação é calculada através da Equação 1:

$$\Delta m_{jk} = f_k * (C_{jk} - C_{desc, j}) \quad (1)$$

onde:

- $\Delta m_{jk}$  = quantidade de massa do contaminante j a ser removida na operação k, em g/h;
- $f_k$  = vazão da corrente de efluente, em t/h;
- $C_{jk}$  = concentração do contaminante j na operação k, em ppm;
- $C_{desc, j}$  = concentração de descarte do contaminante j, em ppm.

Exemplo:

Tabela 3.1-2 - Cálculo da carga a ser removida por operação (PACHECO, 2014).

Efluente	Contaminante	$C_{jk}$ (ppm)	$C_{desc}$ (ppm)	f (t/h)	$\Delta m_k$ (g/h)
1	A	400	10	60	23400
2	A	800	10	20	15800

- Passo 4: Escolha do contaminante de referência

Atribui-se como contaminante de referência aquele que apresenta a maior carga de efluentes ( $M_k$ ) e a maior carga a ser removida ( $\Delta m_k$ ). Ademais, deve-se verificar se o contaminante escolhido para ser referência está presente em todas as correntes de efluente.

Na exemplificação que está sendo feita para ilustrar a aplicação do método (PACHECO, 2014), apenas um contaminante está sendo considerado no efluente, o contaminante A, logo, tem-se que o mesmo é o contaminante de referência.

- Passo 5: Escolha da unidade de tratamento e obtenção da Razão de Remoção (RR) da mesma.

Sabendo-se quais contaminantes estão presentes nos efluentes, uma busca na literatura deve ser feita para definir a técnica de tratamento mais apropriada para um dado contaminante e relacionar, então, sua eficiência de remoção, assim como os valores de CAPital EXpenditure (CAPEX) e OPerational EXpenditure (OPEX) associados, para que possam ser empregados em uma etapa adicional de avaliação econômica.

Nesta etapa, segundo o exemplo de Pacheco (2014), foi utilizada uma técnica genérica com eficiência de remoção de 80% do contaminante.

- Passo 6: Definição dos intervalos de concentração para construção do DFE

Os intervalos de concentração do DFE são compostos pelas concentrações originais de cada efluente, as concentrações de descarte do contaminante de referência, exigidas pela legislação do local onde está inserida a empresa, e as concentrações de efluente tratado, as quais são obtidas por meio da eficiência de remoção da técnica escolhida para tratar o contaminante j, conforme a Equação 2:

$$C_{kt}^e = C_{kj} * (1 - RR_j) \quad (2)$$

Onde:

- $C_{kt}^e$  = concentração do efluente tratado;
- $C_{jk}$  = concentração final do contaminante j na operação k;
- $RR_j$  = eficiência do tratamento para remoção do contaminante j.

A Equação 2 deve ser aplicada sequencialmente até que se obtenha uma concentração de efluente tratado menor ou igual à concentração limite para descarte. Exemplificando, obtêm-se os seguintes intervalos:

- Passo 7: Representação de cada operação no DFE

Cada operação é representada no DFE por uma seta, com a origem na concentração de descarte do efluente e o fim na concentração original do contaminante de referência no efluente. A vazão de cada corrente ( $f_k$ ) é disposta no lado esquerdo do diagrama.

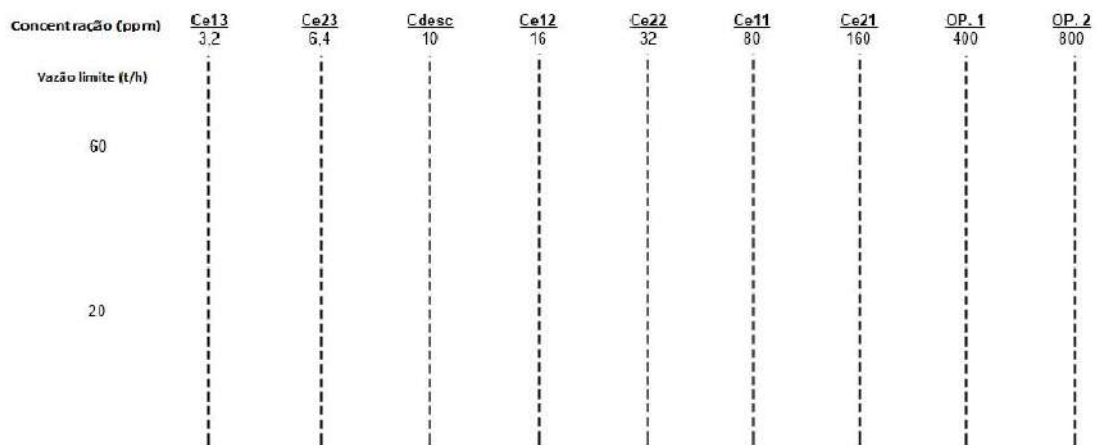


Figura 3.1-2 - Intervalos de concentração do DFE do exemplo proposto (PACHECO, 2014).

- Passo 8: Cálculo da carga de contaminante em cada intervalo

A carga de cada contaminante em cada intervalo das operações é calculada através da Equação 3:

$$\Delta m_{k,i} = f_k * (C_{fi} - C_{ii}) \quad (3)$$

Onde:

- $\Delta m_{k,i}$  = Quantidade de contaminante a ser transferida na operação k, no intervalo i;
- $f_k$  = vazão limite da operação k;
- $C_{fi}$  = Concentração final no intervalo i;
- $C_{ii}$  = Concentração inicial no intervalo i;

Aplicando os passos 7 e 8 ao exemplo extraído de Pacheco (2014), obtém-se a seguinte estrutura:

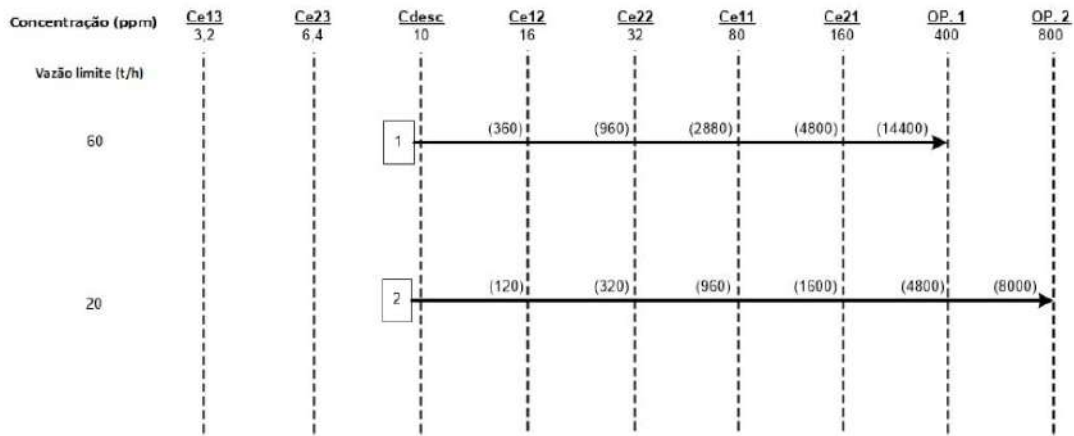


Figura 3.1-3 - Exposição das operações e cargas de contaminante por intervalo do DFE (PACHECO, 2014).

○ Passo 9: Cálculo da vazão de efluente tratado em cada intervalo

Para calcular a vazão de efluente a ser tratado, o procedimento inicia-se no intervalo de menor concentração e duas regras devem ser satisfeitas:

Executar o cálculo da vazão de efluente a ser tratado por meio de tratamento externo exclusivamente quando não houver efluente interno, com concentração menor que a do efluente a ser tratado, disponível para mistura. Na ocorrência de efluente interno acessível, usar preferencialmente aquele que provém da mesma corrente.

Para uma determinada corrente de efluente, a vazão de efluente a ser tratado, em um determinado intervalo de concentração, deve remover a quantidade de massa do respectivo intervalo.

Recomenda-se que o cálculo da vazão de efluente a ser tratado seja feito com base nos intervalos de tratamento de cada operação, em vez de ser realizado entre intervalos de concentração, de acordo com a Equação 4:

$$f_t = \frac{\sum \Delta m_{jk}}{(C_{k,in}^e - C_{k,out}^e)} \quad (4)$$

onde:

-  $f_t$  = vazão do efluente a ser tratado, em t/h;

- $\sum \Delta m_{jk}$  = somatório das cargas de contaminantes a serem removidas no intervalo de tratamento, em g/h;
- $C_{k,in}^e$  = concentração de entrada na unidade de tratamento, em ppm;
- $C_{k,out}^e$  = concentração de saída da unidade de tratamento, em ppm.

Para melhorar a representação gráfica do DFE, orienta-se que as correntes de by-pass sejam indicadas por uma seta no sentido contrário, preferencialmente com uma cor destacada, e com o símbolo ● na concentração de origem do by-pass. O destino desta seta mostra qual é a concentração da corrente com a qual acontecerá a mistura, de modo que a concentração de descarte seja exatamente a especificada.

No exemplo retirado de Pacheco (2014), as vazões de efluentes tratados foram calculadas, assim como as vazões a serem desviadas por um by-pass, e foram representadas em diagramas de intervalos de fontes de efluentes, para tratamento do tipo distribuído, e do tipo centralizado (para efeito de comparação), podendo ser visualizados na Figura 3.1-4 e na Figura 3.1-5, respectivamente.

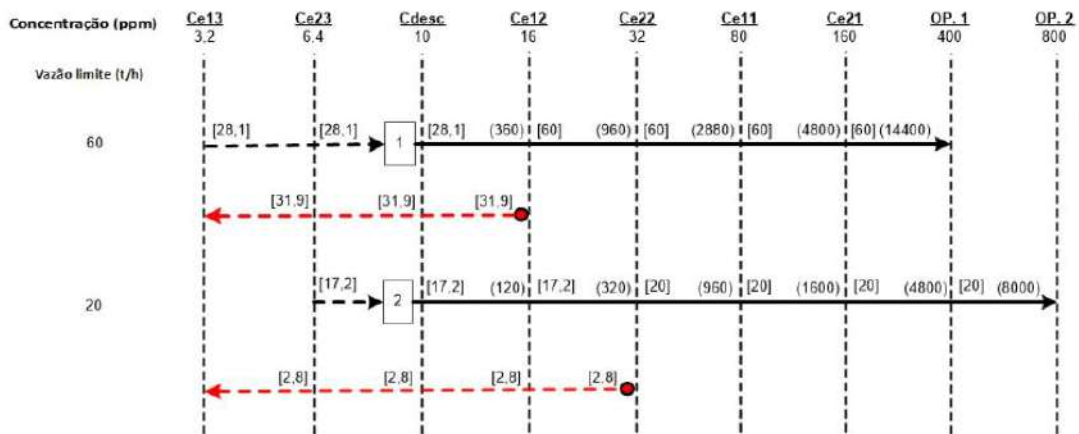


Figura 3.1-4 - DFE final ilustrativo para tratamento distribuído (PACHECO, 2014).

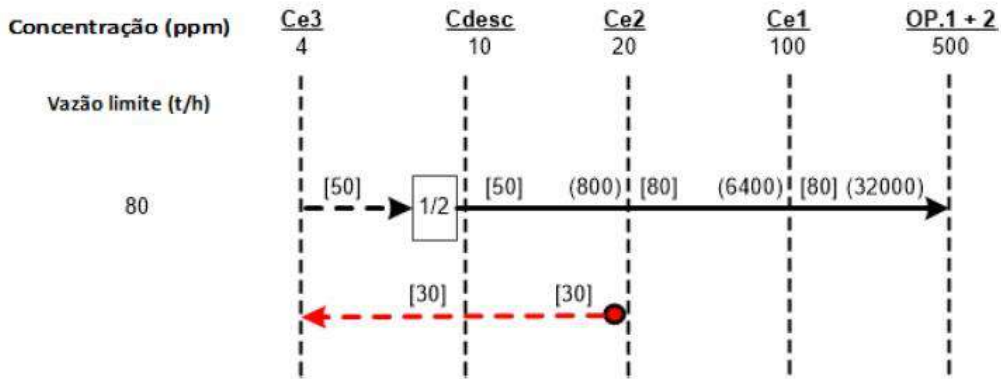


Figura 3.1-5 - DFE final ilustrativo para tratamento centralizado (PACHECO, 2014).

- Passo 10: Síntese do fluxograma de tratamento distribuído de efluentes

Inicia-se do último intervalo, de cada operação, no DFE.

Com base nas redes elaboradas acima para o exemplo de Pacheco (2014), os respectivos fluxogramas foram desenvolvidos e encontram-se ilustrados na Figura 3.1-6 e na Figura 3.1-7.

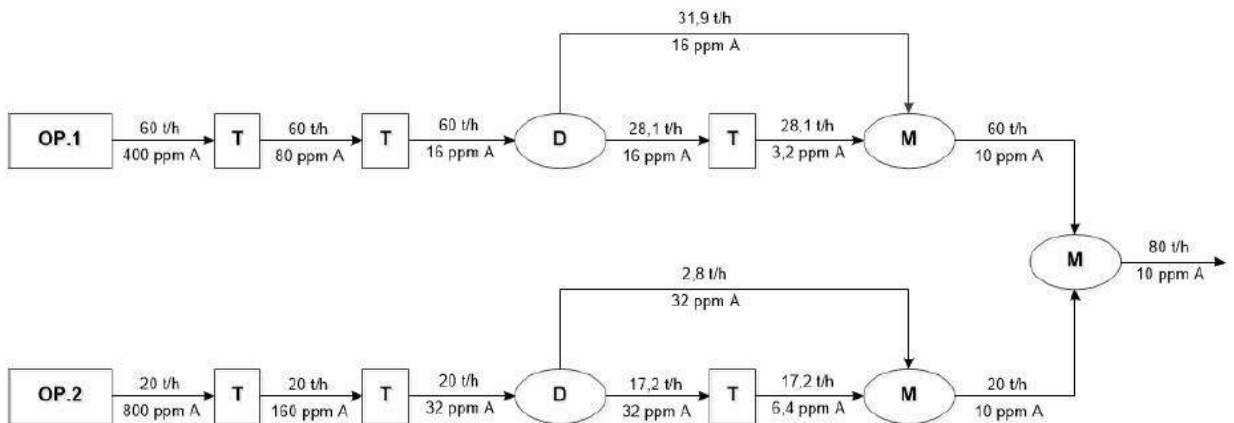


Figura 3.1-6 - Fluxograma representativo de um tratamento do tipo distribuído de efluentes (PACHECO, 2014).

Pode-se observar que a vazão tratada no arranjo distribuído acima é de 205,3 t/h. Misturando-se as duas correntes de efluentes, para um tratamento centralizado ser efetivado, obtém-se uma corrente única a ser tratada, com 500ppm e uma vazão de 80t/h. Nesta situação, a vazão de efluente que passa por tratamento equivale a 210t/h.

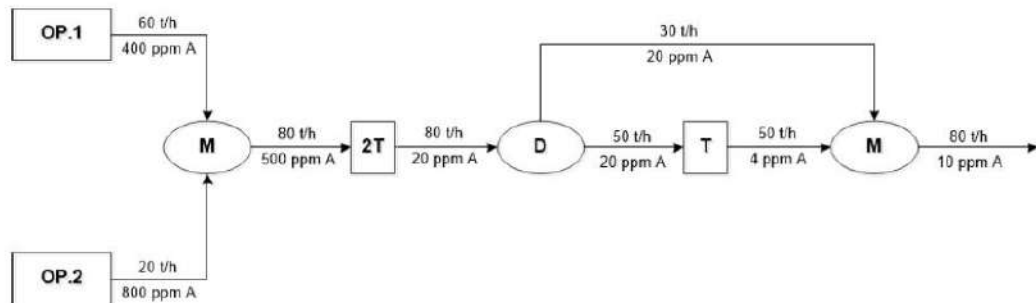


Figura 3.1-7 - Fluxograma representativo de um tratamento do tipo centralizado de efluentes (PACHECO, 2014).

- Passo 11: Inserção dos demais contaminantes

Efetuando-se balanços de massa nas operações, nos misturadores e nos divisores de corrente, além de considerar os tratamentos com suas respectivas eficiências de remoção, os demais contaminantes são incorporados ao DFE.

Como no problema ilustrado, apenas um contaminante está presente, logo, este passo não se aplica.

- Passo 12: Eliminação das violações

Após a inserção das concentrações de todos os contaminantes no fluxograma, certifica-se que todas as concentrações de descarte limites estão sendo respeitadas. Caso contrário, deve-se ajustar a vazão do efluente a ser tratado, da seguinte forma: reduzindo a vazão do mesmo, na situação em que a concentração obtida é inferior à exigida pela legislação; aumentando a vazão do mesmo, ou incluindo mais um tratamento no fluxograma, caso a concentração seja superior à necessária ao descarte.



Podem ser utilizados tratamentos em série, com iguais ou distintas técnicas, até que a concentração do efluente tratado seja menor ou igual à requerida.

Realizando uma avaliação crítica no exemplo em questão, verifica-se que não há violações no que se refere à concentração de descarte do contaminante A em nenhum dos tipos de tratamento. Conseqüentemente, a rede não necessita de alterações, sendo a estrutura final do DFE obtida já no passo 10.

o Passo 13: Geração de outras redes

Com base no fluxograma original gerado, pode-se formular outros vizinhos, utilizando-se de modificações, substituindo o tratamento empregado ou fazendo junção de correntes distintas, por exemplo, para efeito de comparação de vazão de tratamento e, conseqüentemente, variação de custos associados. Com este mesmo intuito, recomenda-se sintetizar o fluxograma de tratamento centralizado.

De forma a facilitar a analogia entre as redes, este passo foi executado concomitantemente ao passo 10, na exemplificação baseada no trabalho de Pacheco (2014).

### 3.2 Avaliação econômica

Baseando-se no trabalho de Pacheco (2014) que utilizou a Equação (5), adaptada de Karuppiah & Grossmann (2006), para realizar seu trabalho, procede-se à avaliação econômica para este estudo.

$$\varphi = H \times C_{FW} \times FW + AR \times \sum_{t \in t_{out}} CAPEX^t + H \times \sum_{t \in t_{out}} OPEX^t \quad (5)$$

Sendo:

- H: Horas de operação da planta por ano (h/a);
- $C_{FW}$ : Custo com água primária (\$/t);
- FW: Vazão de água primária (t/h);
- AR: Fator para trazer a valor presente o investimento na unidade de tratamento;
- UT: Unidade de tratamento;
- t: índice da unidade de tratamento;

- $t_{out}$ : corrente de saída da unidade de tratamento;
- CAPEX<sup>t</sup>: Custo de investimento da unidade de tratamento t;
- OPEX<sup>t</sup>: Custo operacional na unidade de tratamento t;
  - Custo operacional para suprimento de água:

Efetua-se uma comparação entre duas possibilidades de abastecimento de água para uma indústria: (i) comprar água potável de uma concessionária, ou (ii) captar água de um corpo hídrico com conseguinte tratamento para torná-la disponível às necessidades de qualidade dos processos.

De acordo com Mirre *et al.* (2015), têm-se os seguintes custos associados à captação e ao tratamento da água (Tabela 3.2-1):

Tabela 3.2-1 - Formulação dos componentes dos custos para captação e tratamento de água (adaptado de MIRRE *et al.*, 2015)

CUSTOS	TARIFA (\$/t)	FORMULAÇÃO
Custo de captação de água bruta (\$/h)	$T_1 = 0,03$	$T_1 \times \text{vazão de água bruta (t/h)}$
Custo de consumo de água (\$/h)	$T_2 = 0,06$	$T_2 \times (\text{vazão de água captada} - \text{vazão de efluente descartado}) \text{ (t/h)}$
Custo de tratamento para obtenção de água bruta (\$/h)	$T_3 = 0,29$	$T_3 \times \text{vazão de água bruta (t/h)}$
Custo de tratamento para obtenção de água desmineralizada (\$/h)	$T_4 = 0,35$	$T_4 \times \text{vazão de água desmineralizada (t/h)}$
Taxa de outorga da ANA (TXO)	$T_5 = 0,25 \text{ (R\$/ t)}$	$T_5 \times \text{vazão de água captada (t/h)}$

Adotando-se a PTAX \$/R\$ = 3,7049 do dia 15/01/2019, tem-se que a taxa de outorga da Agência Nacional de Águas é de 0,07 \$/m<sup>3</sup>.

Estipula-se que toda a água captada será tratada até a qualidade de desmineralizada, de forma a se fazer uma análise mais conservadora em termos de custo.

A tarifa básica de suprimento de água pela CEDAE, conforme a estrutura tarifária vigente a partir de Novembro de 2018, é de R\$ 3,575453/m<sup>3</sup> para a área A e de R\$ 3,136356/m<sup>3</sup> para a área B, sendo o cálculo do preço distribuído por área e faixas de consumo, para os quais são aplicados diferentes fatores de multiplicação.

As áreas, A e B, são classificadas por bairros. Com o objetivo de incluir todas as regiões, uma média dos valores das áreas A e B foi feita, obtendo-se os resultados ilustrados na Tabela 3.2-2.

Tabela 3.2-2 - Média das tarifas da CEDAE por faixa de consumo

Categoria e faixa de vazão de consumo (m <sup>3</sup> /mês)	Multiplicador	Tarifa média entre área A e área B (R\$/m <sup>3</sup> )
DOMICILIAR (Conta mínima)	1,00	3,558886
Pública Estadual (0-15)	1,32	4,697729
Pública Estadual (>15)	2,92	10,3919465

Como o consumo de água de uma indústria típica de papel e celulose é maior que 15m<sup>3</sup>/mês, admite-se que o custo por m<sup>3</sup> com água primária ( $C_{FW}$ ) se enquadra na última faixa de consumo da Tabela 3.2-2.

Ainda, adota-se a mesma PTAX  $\$/R\$ = 3,7049$  do dia 15/01/2019.

Logo, tem-se que o custo da água para o processo considerado é de  $\$2,80/m^3 = \$2,80/t$ , assumindo-se a densidade da água como 1000 kg/m<sup>3</sup>.

Para a troca iônica, técnica de tratamento do estudo de caso 1, infere-se os custos de capital e operacional de Azevedo *et al.* (1999).

Considera-se F como sendo a vazão de efluente que será tratada, em t/h, e admitindo que a planta opera 8600h por ano.

- Custo de capital com o regenerador de troca iônica:

Em Azevedo *et al.* (1999), tem-se que o investimento inicial em uma unidade de tratamento por troca iônica é de \$ 792.000, para uma vazão de tratamento correspondente a 90t/h. Adequa-se este valor para uma data mais atual através dos índices de Marshall & Swift, obtendo-se como fator de atualização (AR) 1,50, por meio da divisão do (M&S, 2017) = 1593,7 pelo (M&S, 1999) = 1062,3. Logo, o custo de capital do regenerador, com o fator AR já incluído, pode ser calculado por:  $792.000 \times 1,5 \times (F/90)^{0,7}$ , ou seja, pela seguinte Equação:

$$Custo \left( \frac{\$}{a} \right) = 50.915,11 \times F^{0,7} \quad (7)$$

- Custo Operacional (OPEX) para regeneração por troca iônica:

Ainda de acordo com Azevedo *et al.* (1999), tem-se que para implantar-se uma nova unidade de troca iônica visando-se ampliar uma planta já existente, onde a vazão tratada por esta técnica passa de 212,2 t/h para 302,2 t/h, o custo de operação é de \$314.000/ano. Considerando-se que a unidade fabril opera 8600 h/ano, tem-se,  $312.000 \text{ [$/a]} = (302,2 - 212,2) \text{ [t/h]} * 8600 \text{ [h/a]} * C \text{ [$/t]}$ , gerando-se assim um custo com a regeneração de \$ 0,41/t. Logo, o OPEX é dado por:

$$Custo (\$/h) = 0,41 \times F \quad (8)$$

Já no estudo de caso 2, tratamentos biológicos foram considerados para tratar os efluentes. E, para estes, de acordo com Gunaratnam *et al.* (2005) (*apud* MARQUES, 2008), temos as seguintes Equações para calcular o CAPEX e o OPEX:

- Custo de capital anualizado para tratamento biológico:

Novamente, dado que o estudo base foi realizado em 2005, deve-se trazer o CAPEX à valor presente. Utilizando-se o do Marshall & Swift Index: (M&S, 2005) = 1218 e (M&S, 2017) = 1593,7, obtém-se um fator de atualização (AR), a ser utilizado na Equação (5), de 1,31 (correspondente a 1593,7/1218). Admitindo-se ainda uma taxa de depreciação anual linear de 10% ano, deve-se multiplicar a Equação de CAPEX por 0,1.

$$Custo \left( \frac{\$}{a} \right) = 12600 \times F^{0,7} \times 0,1 \quad (9)$$

- Custo operacional para tratamento biológico:

$$Custo \left( \frac{\$}{h} \right) = 0,0067 \times F \quad (10)$$

Por falta de referências na literatura sobre custos operacionais e de capital para a técnica de Granulação Aeróbia (AGS), optou-se por fazer uma simplificação e considerar a mesma como um tratamento biológico tradicional, de forma a tornar-se possível a utilização, também, da relação de custos do trabalho supracitado, isto é, aquele que se baseia em Gunaratnam *et al.* (2005) (*apud* MARQUES, 2008) para este tratamento.

### 3.3 Valoração Ambiental

De acordo com Audeh *et al.* (2015), inicialmente deve-se proceder a pesquisa na legislação de modo a obter os valores aceitáveis para descarte, os quais, até os dias de hoje, são fundamentados, à nível federal, pela Resolução CONAMA 357/2005 (integralizada pela CONAMA 430/2011). Com tais dados em mãos, continua-se com a aplicação do PPC em si, avaliação complementar que retrata as possibilidades dissipadas devido à falta de regularidade, a qual gera potencial para degradação do meio receptor da contaminação e pode ser representada pela Equação 11.

$$PPC = \frac{R \times V_s \times C.L.}{V_c} \quad (11)$$

onde:

- PPC = Potencial Poluente do Cenário;

$$- R = \frac{(C_c - P_c)}{P_c};$$

-  $C_c$  = valor da concentração de saída da estação de tratamento final, que se refere aos contaminantes que causam impactos no tocante aos fenômenos poluidores de água, definidos por Von Sperling (2005);

-  $P_c$  = Padrão de descarte previsto pelo CONAMA 357/2005 (430/2011), considerando os corpos hídricos como classe de água doce;

-  $V_s$  = Vazão de saída da estação de tratamento final (em t/h);

-  $V_c$  = Vazão de água captada (em t/h);

- C.I. = Categoria de Impacto =  $N \times P$
- N = Número de substâncias que provocam acidificação e/ou eutrofização;
- P = Potencial, dado pela Tabela 3.3-1.

Tabela 3.3-1- Potencial dos fenômenos poluidores de águas (AUDEH, 2015)

Valor atribuído para P	Número de substâncias que potencializam os processos poluidores de águas (PPA): eutrofização e acidificação
0	Nenhuma substância encontra-se fora do padrão legislado
1	Substâncias fora do padrão que potencializam apenas um PPA
2	Substâncias fora do padrão que potencializam ambos os PPA

As respostas da Equação PPC variam de forma infinita, sendo seus valores adimensionais e devendo uma análise crítica dos resultados ser realizada para que se chegue a conclusões significativas, levando em consideração que os valores mais próximos de zero, ou negativos, representam os cenários de menor potencial poluente. Desta forma, a métrica serve como um tomador de decisão adicional, com a função de categorizar os quadros de reúso de água em função da regularidade, da quantidade e da qualidade (AUDEH *et al.*, 2015).

## 4 Capítulo 4 – Estudos de caso

Este capítulo apresenta os estudos de caso, representativos do setor de Papel e Celulose, que serviram como base para a elaboração do presente trabalho assim como os resultados obtidos após a aplicação do algoritmo diagrama de fontes de efluentes (DFE) nos mesmos. Traz também os resultados da avaliação econômica realizada em cada rede resultante. E, para finalizar, realiza-se uma breve análise da atribuição de valor de impacto ambiental negativo.

### 4.1 Contextualização

Primeiramente, baseia-se nas informações obtidas de Partasarathy e Krishnagopalan (2001) e trabalhadas por Marques (2008), a partir das quais foram geradas redes de águas com o método DFA, a fim de minimizar a captura de água fresca no processo de branqueamento de polpa Kraft, etapa de maior consumo de água na produção de polpa celulósica. A análise foi realizada sob duas condições: (i) máximo reúso e (ii) regeneração e reúso. Neste caso, considerou-se unicamente a presença de cloreto ( $\text{Cl}^-$ ) como contaminante processual.

O segundo caso fundamentou-se no artigo de Francisco *et al.* (2018), no qual é relatado o estudo de Jianren and Zhaojie (2010), e desenvolve o DFA para um processo de produção de papel. A rede de água com máximo reúso é obtida e já é provida de uma unidade de tratamento interna. São considerados como contaminantes do processo os parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos (SS). Para efeitos de comparação, optou-se por propor uma rede de água a mais, sem a presença do tratamento prévio contido no caso original.

Foram utilizados os efluentes originados, em cada caso no qual o DFA foi empregado, para proceder, então, a aplicação do DFE de forma a possibilitar a minimização da geração de rejeitos aquosos nos processos.

Uma sucinta descrição das etapas a serem realizadas neste capítulo encontra-se ilustrada na Figura 4.1-1.

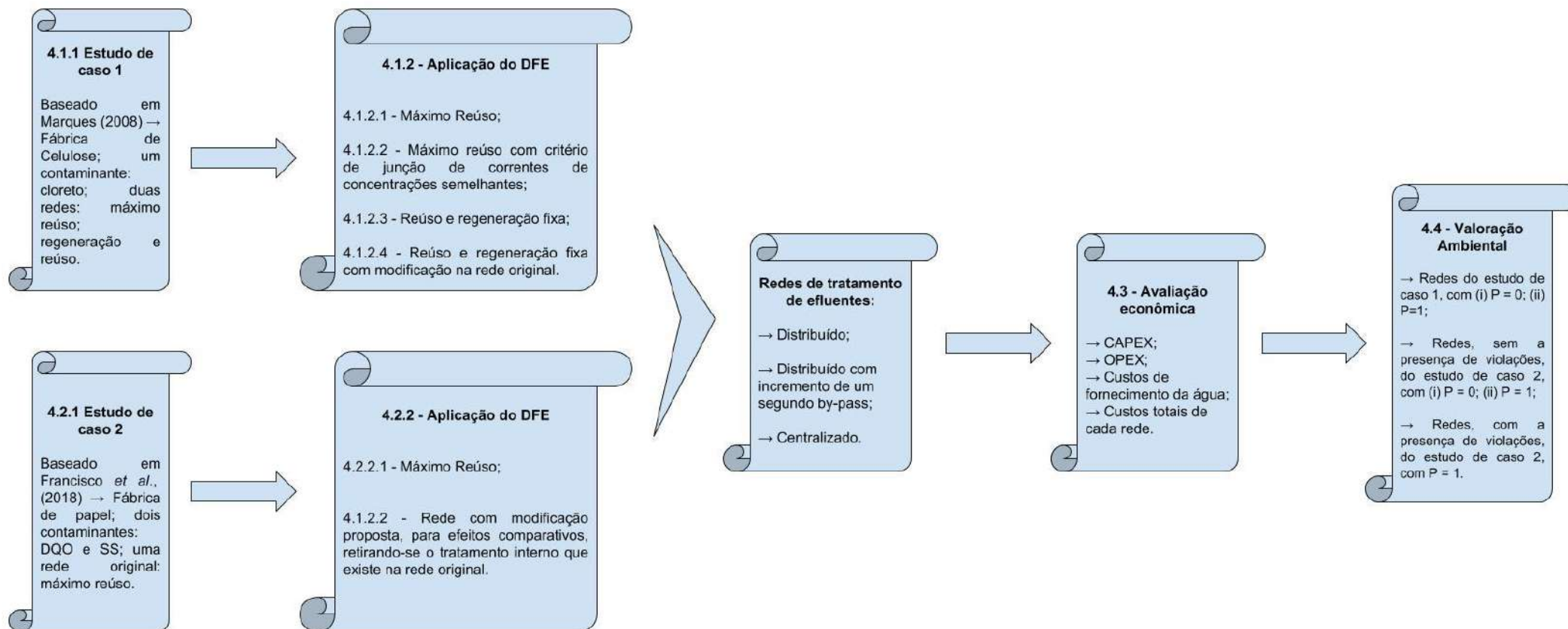


Figura 4.1-1 - Resumo ilustrativo da sequência de etapas da metodologia aplicada



## 4.2 Estudo de Caso 1: efluentes de uma indústria de polpa celulósica

### 4.2.1 Apresentação

Na Tabela 4.2-1 estão indicados os valores de vazão limite ( $f_{lim, min}$ , em t/h), de concentração máxima de entrada ( $C_{in, max}$ , em ppm) e de saída ( $C_{out, max}$ , em ppm), além da respectiva carga mássica de transferência de contaminante para cada operação ( $\Delta m_k$ , em kg/h). Estão disponíveis dois tipos de fontes externas: (i) água evaporada de uma operação de secagem (operação a qual não está representada na Tabela 4.2-1), contendo 7971 t/d a 0 ppm de cloretos ( $Cl^-$ ); e (ii) água tratada contendo 4,2 ppm de  $Cl^-$  e vazão de 47.920 t/d, conforme reportado por Marques (2008). A operação 1 apresenta perda de água, enquanto que as operações 4 e 5 retratam ganho de água.

Tabela 4.2-1 - Dados limites do processo (MARQUES, 2008).

Operação	$f_{lim, min}$ (t/h)	$C_{IN, MAX}$ (ppm)	$C_{OUT, MAX}$ (ppm)	$\Delta m$ (kg/h)
(1.1) Lavagem/Depuração	1550,95	110	275,00	255,91
(1.2) Lavagem/Depuração	333,27	110	-	36,66
(2) Caldeira de recuperação	5230,91	5,50	-	28,77
(3) Filtros Lavadores	393,15	38,50	-	15,14
(4.1) Estágio Ácido	14738,03	10,12	235,00	3314,29
(4.2) Estágio Ácido	66,40	10,12	-	0,67
(5.1) Estágio Alcalino	13679,33	13,20	504,00	6713,81
(5.2) Estágio Alcalino	100,86	13,20	-	1,33

A diminuição no consumo de água a 4,2ppm, através da aplicação do DFA com máximo reúso, foi de 47920 t/d para 25784,8 t/d, ou seja, 46,19% a menos (MARQUES, 2008). A vazão necessária de água evaporada continuou sendo de 7971 t/d. A rede de águas está representada na Figura 4.2-1.

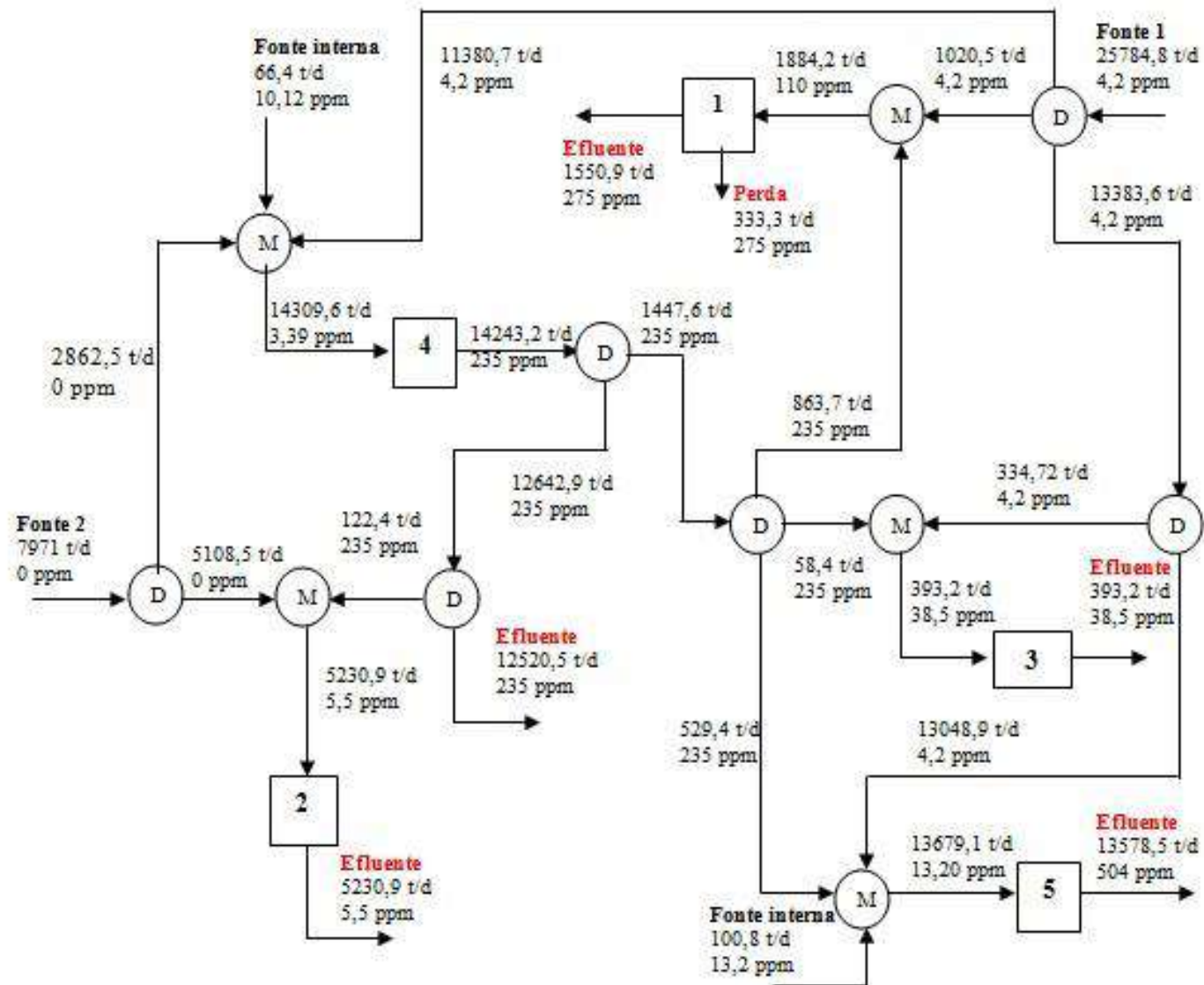


Figura 4.2-1 - Rede de águas para máximo reúso (adaptado de MARQUES, 2008).

De acordo com Gomes (2002), nas operações nas quais se dão perdas de vazão, esta não se torna prontamente disponível para o reúso no processo, como exemplo tal fato pode ser observado em situações como: evaporação em torres de resfriamento, vazamento em conexões, ou sistemas de purgas. Entretanto, dependendo do tipo, as perdas podem ser canalizadas para uma rede de tratamento de efluentes. Para fins de aplicação potencial do procedimento, considera-se que a perda de vazão na operação de lavagem/depuração (operação 1), representada no fluxograma da Figura 4.2-1 pode ser recuperada e canalizada para o sistema de tratamento de efluentes, sendo então incorporada ao efluente da operação (1).

A Tabela 4.2-2 contém dados dos efluentes provenientes da rede de água para máximo reúso, tais como suas vazões e cargas mássicas de contaminante, que servirá de base para a elaboração do DFE e pode ser visualizada a seguir:

Tabela 4.2-2 - Dados dos efluentes do estudo de caso 1 para máximo reúso

Efluente da Operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminante	C (ppm)	$M_k$ (g/h)
1	78,50	Cl <sup>-</sup>	275	21.590,25
2	217,95		5,5	1.198,72
3	16,38		38,5	630,63
4	521,69		235	122.597,15
5	565,77		504	285.148,08

Posteriormente, foi proposta uma regra para junção de correntes semelhantes, visando a analisar o efeito que isso causaria na vazão final de efluentes tratados.

Uma segunda rede de águas foi gerada por Marques (2008), considerando um processo de regeneração do efluente ácido da operação (4): de 235 ppm para 6,2 ppm e pode ser visualizada na Figura 4.2-2.

No DFA é prática comum considerar como fonte externa água regenerada. Logo, neste caso, água com concentração de 6,2 ppm em cloreto foi disponibilizada como uma nova fonte externa a ser utilizada. (MARQUES, 2008).

Assim, 7971 t/d da fonte externa a 0ppm, 66,4 t/d da fonte interna a 10,12 ppm e 11.116,6 t/d da fonte externa a 4,2 ppm foram distribuídos na rede; destes, 14.299,4 t/d provenientes da operação (4) foram regeneradas, para reúso nas operações de (1) lavagem/depuração (651,3 t/d) e (5) estágio alcalino (13.488,3 t/d). Além disso, foram reusados 30 t/d do efluente do (5) estágio alcalino nos (3) filtros lavadores e 1046,4 t/d em (2) caldeira de recuperação.

Desta forma, o consumo de água externa, a 4,2 ppm, foi reduzido de 25784,8 t/d, com o máximo reúso, para 11116,6 t/d com regeneração a 6,2 ppm e reúso, caracterizando uma redução percentual de 56,89%. Em comparação ao consumo original, a diminuição foi ainda mais expressiva, de 47920 t/d para 11116,6 t/d: 76,80%.

Analogamente ao realizado para o caso de máximo reúso, a Tabela 4.2-3 contendo dados dos efluentes desta nova rede de transferência de massa com regeneração a 6,2 ppm e reúso foi elaborada para posterior utilização no DFE.

Tabela 4.2-3 - Dados dos efluentes do estudo de caso 1 para regeneração a 6,2ppm e reúso

Efluente da Operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminante	C (ppm)	$M_k$ (g/h)
1	34,22	Cl <sup>-</sup>	275	9.410,50
2	217,95		5,5	1.198,72
3	16,38		38,5	630,63
4	2,69		6,2	16,68
5	517,15		504	260.643,60
1.2 (Perda de água)	13,88		110	1.526,71

Sucessivamente, com o propósito de comparação com a rede de máximo reúso, unem-se os efluentes da operação 1, ao se considerar a perda de água reutilizável, gerando-se mais uma rede para aplicação do DFE.

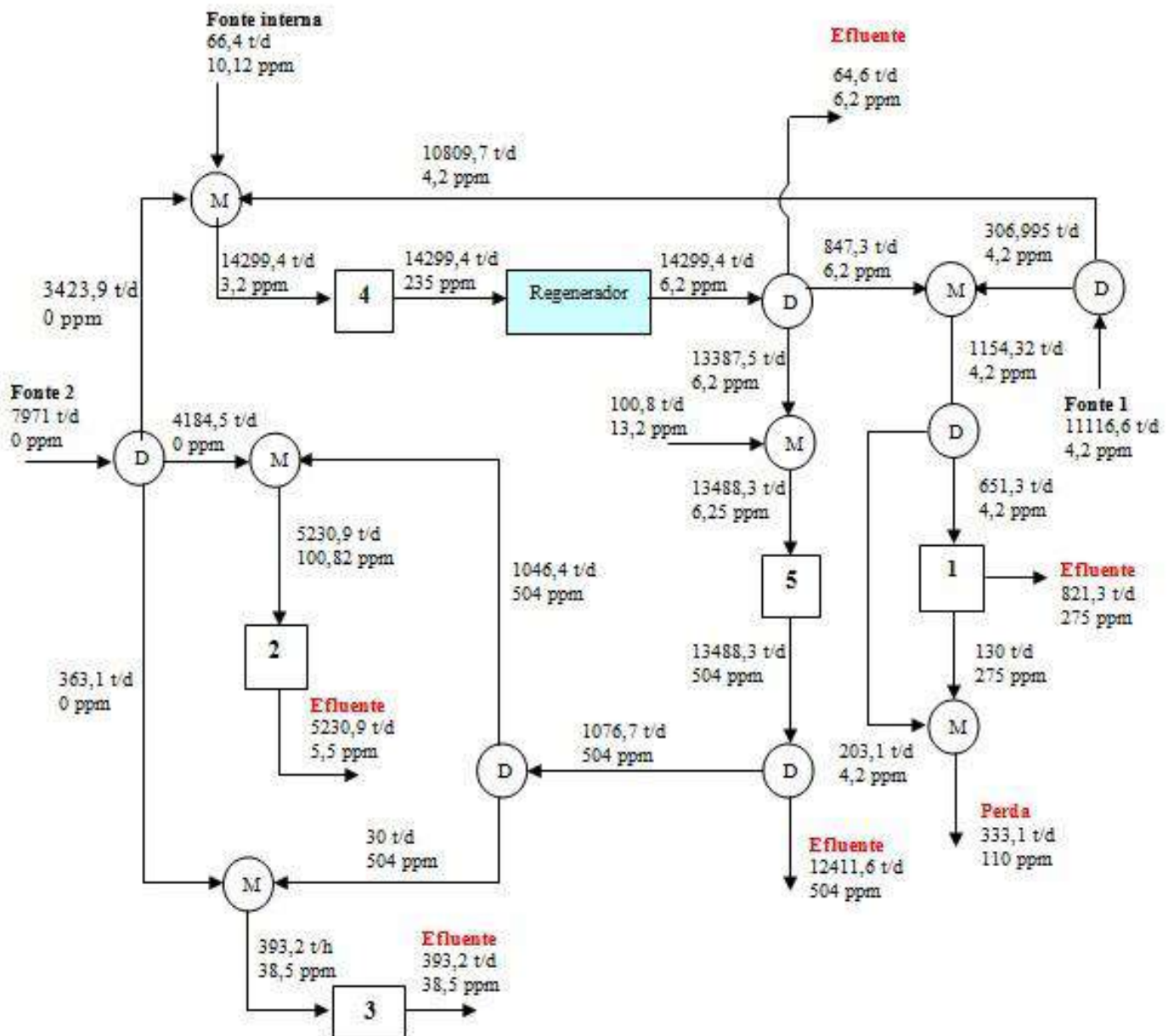


Figura 4.2-2 - Rede de águas considerando regeneração fixa a 6,2 ppm e reúso (adaptado de MARQUES, 2008).

## 4.2.2 Resultados

### 4.2.2.1 Máximo Reúso

A partir dos dados resumidos na Tabela 4.2-2, que caracterizam os efluentes gerados por uma indústria de celulose, posteriormente à aplicação do DFA para o caso de máximo reúso por Marques (2008), procede-se à elaboração do respectivo DFE.

A concentração limite para descarte do contaminante cloreto em cursos d'água foi extraída da Resolução CONAMA nº 357/2005 e é equivalente a 250 ppm.

De posse destes dados, nota-se que apenas os efluentes das operações 1 e 5 necessitam de tratamento, logo, calcula-se a quantidade de massa que deve ser removida do contaminante em cada uma delas (Tabela 4.2-4), por intermédio da Equação (1).

Tabela 4.2-4 - Carga mássica dos efluentes do estudo de caso 1 com máximo reúso

Efluente da operação (k)	$f_k$ (t/h)	C (ppm)	$C_{desc}$ (ppm)	$\Delta m_k$ (g/h)
1	78,50	275	250	1962,5
5	565,77	504	250	143.705,58

Escolhe-se como técnica de tratamento, para a construção do DFE, a troca iônica, na qual a eficiência de remoção do contaminante  $Cl^-$  é de 90% (MARQUES, 2008). Assim, pode-se calcular as concentrações de efluentes tratados que serão inseridas no DFE, juntamente com as concentrações originais de saída das operações e a concentração de descarte, as quais podem ser vistas na Tabela 4.2-5.



Tabela 4.2-5 - Determinação das concentrações de efluente tratado de cada operação do estudo de caso 1 com máximo reúso

Efluente da operação (k)	Contaminante	C (ppm)	Tratamento	Eficiência	$C_{k,1}^e$
1	Cl <sup>-</sup>	275	Troca	90%	27,5
5		504	Iônica		50,4

A carga de contaminante a ser assimilada e a vazão de efluente no intervalo de tratamento de cada uma das operações, calculadas, respectivamente, pelas Equações (3) e (4), estão descritas na Tabela 4.2-6.

Tabela 4.2-6 – Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o caso 1 com máximo reúso

Efluente da operação (k)	$f_t$ (t/h)	$\Delta m_{k,3}$ (g/h)	$\Delta m_{k,4}$ (g/h)
1	7,93	1962,5	-
5	316,80	14.144,25	129.561,33

O DFE e o fluxograma de tratamento distribuído podem ser vistos, na Figura 4.2-3 e na Figura 4.2-4, respectivamente. A síntese da rede inicia-se pelo último intervalo de cada operação. Infere-se que: (i) Na operação k=1, 7,93 t/h do efluente a 275 ppm passam por tratamento, deixando o mesmo com 27,5ppm, e juntando-se com 70,57 t/h (by-pass) a 275 ppm para que o efluente final seja de 78,5 t/h com 250 ppm do contaminante cloreto; (ii) Na operação k=5, 316,80 t/h a 504 ppm do efluente são tratados, saindo a 50,4 ppm e unindo-se com 248,97 t/h (by-pass) a 504 ppm, para que o efluente final seja de 565,77 t/h com 250 ppm do contaminante cloreto.

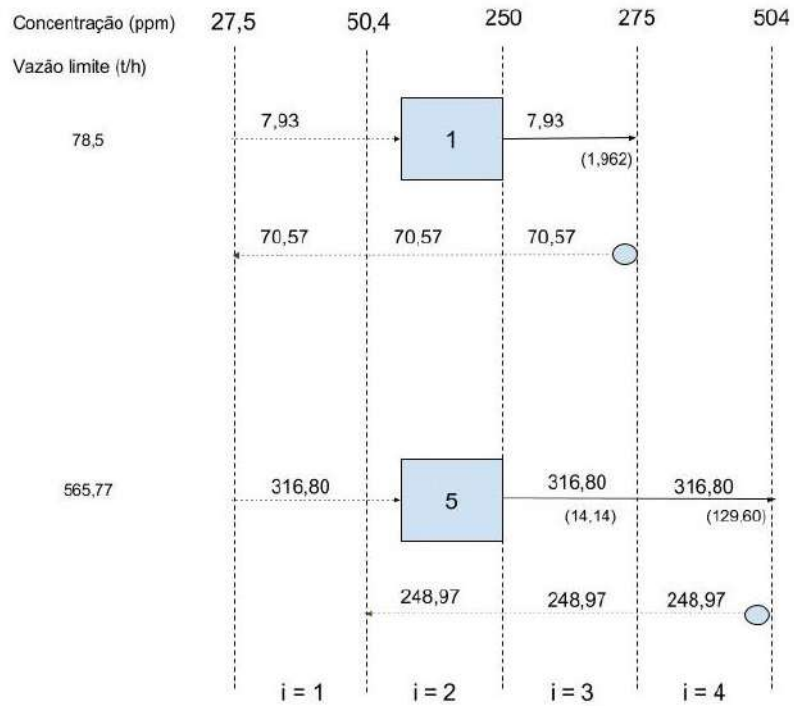


Figura 4.2-3 – DFE do estudo de caso 1 para máximo reúso

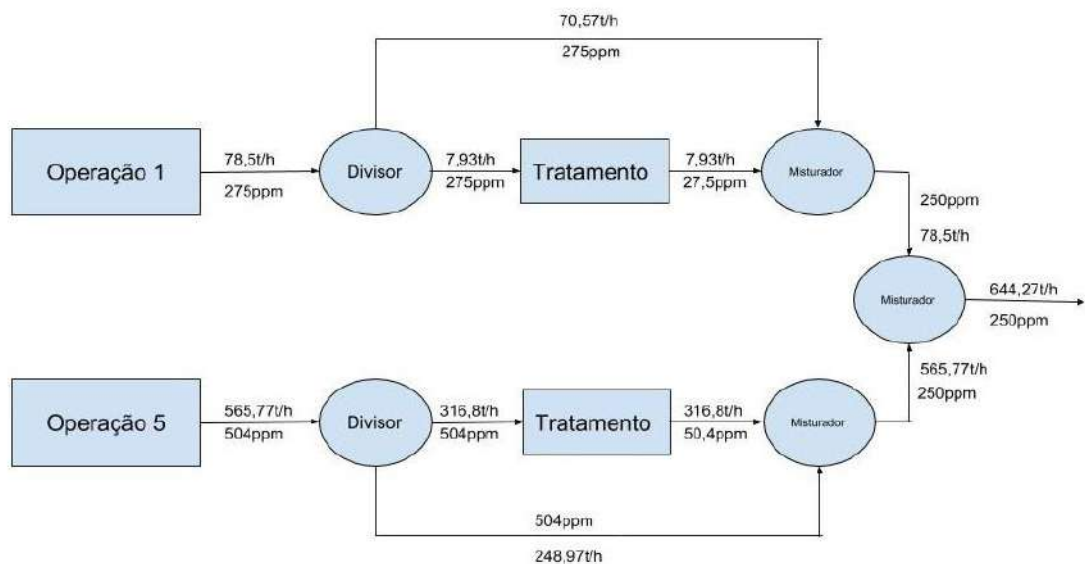


Figura 4.2-4 - Fluxograma de tratamento distribuído - Máximo reúso, caso 1

Para efeitos comparativos, o DFE e o fluxograma para o tratamento centralizados são elaborados. Misturando as correntes dos efluentes das duas operações (1 e 5), através de balanço de massa, determina-se a existência de um efluente único, com 644,27 t/h e 476,10 ppm, o qual passará por tratamento e sairá a 47,61 ppm. Logo, a carga de contaminante do

intervalo 2 e a vazão de efluente no intervalo de tratamento da operação são: 145.669,45 g/h e 339,96 t/h, respectivamente, o que leva a um by-pass de 304,31 t/h a 476,1 ppm.

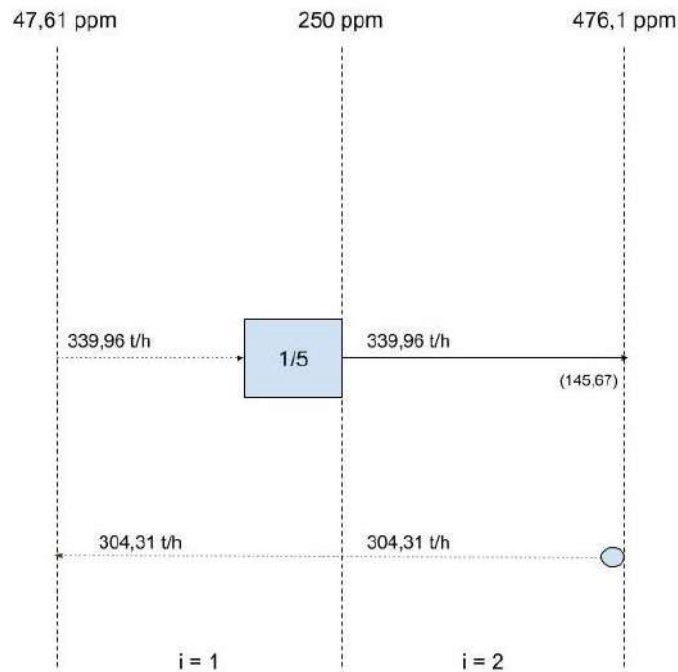


Figura 4.2-5 - DFE máximo reúso, caso 1, tratamento centralizado

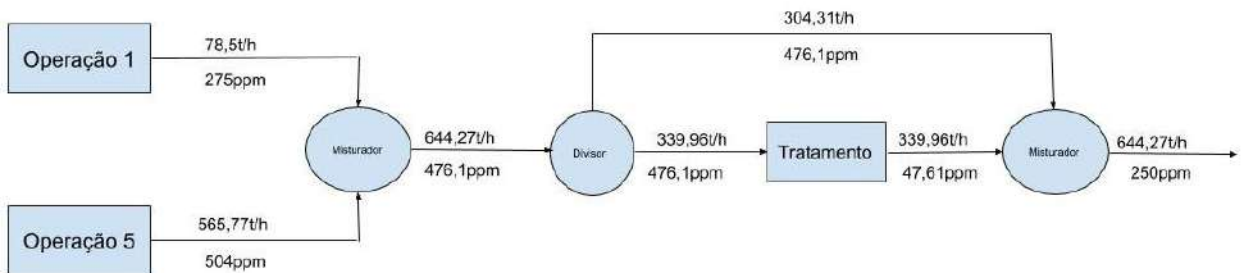


Figura 4.2-6 - Fluxograma de tratamento centralizado - Máximo reúso, caso 1

Pelo fluxograma de tratamento distribuído conclui-se que 324,73 t/h de efluentes são tratados, enquanto que pelo fluxograma de tratamento centralizado, 339,96 t/h passam pela troca iônica. Ou seja, a vazão que necessita ser tratada pelo tratamento distribuído é 4,5% inferior àquela do tratamento centralizado.

### 4.2.2.2 Máximo reúso com união de correntes semelhantes

Implementando um critério de  $\pm 20\%$  de semelhança de concentração entre as correntes, de forma a poder unir correntes para comparar com o caso de máximo reúso original, pode-se unir as correntes 1 (78,51 t/h à 275 ppm) e a 4 (521,69 t/h à 235 ppm), obtendo, por balanço de massa, uma corrente única a 600,2 t/h e 240,23 ppm. A concentração do contaminante cloreto da nova corrente obtida já está abaixo do limite de descarte permitido pela legislação e, assim sendo, não necessita passar por tratamento. Sobra, então, apenas a corrente 5 para a elaboração do DFE.

Após definido o efluente, calcula-se a quantidade de massa a ser removida do mesmo, através da Equação (1), obtendo-se um  $\Delta m_5 = 565,77 \times (504 - 250) = 143.705,58 \text{ g/h}$ . Continua-se a empregar como técnica de tratamento a troca iônica, e, como a concentração original do efluente da corrente 5 é 504 ppm, após o tratamento tem-se uma concentração de 50,4 ppm. Desta forma, já estão definidos as concentrações que farão parte do DFE: 50,4 ppm ( $C_{5,1}^e$ ), 250 ppm ( $C_{desc}$ ) e 504 ppm. Através do emprego da Equação (4), se estabelece a vazão de efluente que passará por tratamento e aquela que será desviada por um by-pass.

Constata-se pelo fluxograma, representado na Figura 4.2-7, que a vazão de efluente tratada, atribuindo-se este critério, é de 316,81 t/h, ou seja, 2,44% inferior a vazão do tratamento distribuído para o máximo reúso original e 6,81% inferior a vazão do tratamento centralizado do estudo de caso correspondente.

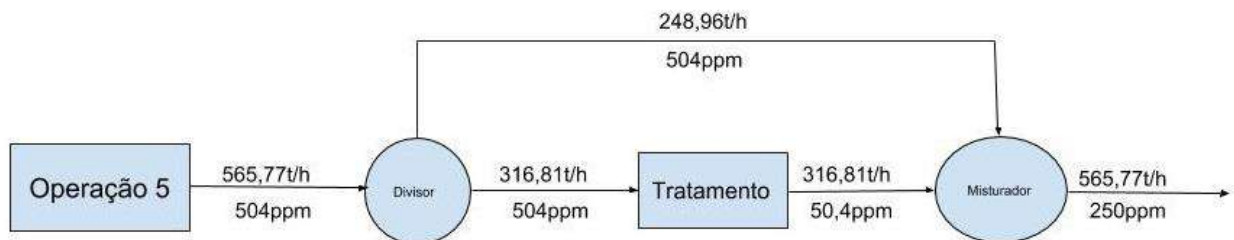


Figura 4.2-7 - Máximo reúso com junção de correntes

### 4.2.2.3 Reúso e Regeneração fixa a 6,2 ppm

De acordo com a Tabela 4.2-3, que caracteriza os efluentes gerados pela segunda rede do estudo de caso 1, extraído de Marques (2008), pode-se então prosseguir, de forma similar ao que já vem sendo feito, à confecção do DFE para esta situação. A rede continua

apresentando apenas um contaminante, íons cloreto, para o qual tem-se uma concentração de descarte limite de 250 ppm (CONAMA 357/2005).

A quantidade de massa a ser removida de cada corrente pode ser vista na Tabela 4.2-7.

Tabela 4.2-7 - Carga mássica dos efluentes do estudo de caso 1 com reúso e reg. fixa a 6,2 ppm

Efluente da operação (k)	$f_k$ (t/h)	C (ppm)	$C_{desc}$ (ppm)	$\Delta m_k$ (g/h)
1	34,22	275	250	855,50
5	517,15	504	250	131.356,10

Com a eficiência de remoção de cloreto de 90% da técnica de tratamento empregada, calculam-se as concentrações a serem inseridas no DFE: 27,5 ppm ( $C_{1,1}^e$ ), 50,4 ppm ( $C_{5,1}^e$ ), 250 ppm ( $C_{desc}$ ), 275 ppm e 504 ppm.

A carga de contaminante em cada intervalo do diagrama e a vazão de efluente no intervalo de tratamento de cada operação, calculadas, na devida ordem, através das Equações (3) e (4), encontram-se expostas na Tabela 4.2-8.

Tabela 4.2-8 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o caso 1 - Reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm

Efluente da operação (k)	$f_t$ (t/h)	$\Delta m_{k,3}$ (g/h)	$\Delta m_{k,4}$ (g/h)
1	3,46	855,50	-
5	289,59	12.928,75	118.427,35

Abaixo, os DFEs e os fluxogramas elaborados para tratamento do tipo distribuído encontram-se pormenorizados. Com um olhar crítico sobre a Figura 4.2-8 e a Figura 4.2-9, detecta-se uma vazão de 293,05 t/h sendo tratada. Desta, 3,46 t/h a 275 ppm provém da operação 1 e, 289,59 t/h a 504 ppm, da operação 5. Após o tratamento, as vazões se mantêm constantes, porém, as concentrações de contaminante se reduzem a 27,5 ppm na operação 1 e 50,4 ppm na operação 5. As vazões que passam por by-pass equivalem a 30,76 t/h a 275 ppm,

na operação 1, e 227,56 t/h a 504 ppm, na operação 5. Tem-se, deste modo, 34,22 t/h a 250 ppm e 517,15 t/h a 250 ppm, descartados pelas operações 1 e 5, respectivamente. Ou seja, verifica-se uma vazão de geração de efluentes, neste caso, de 551,37 t/h, no limite de descarte exigido pela legislação, 250 ppm.

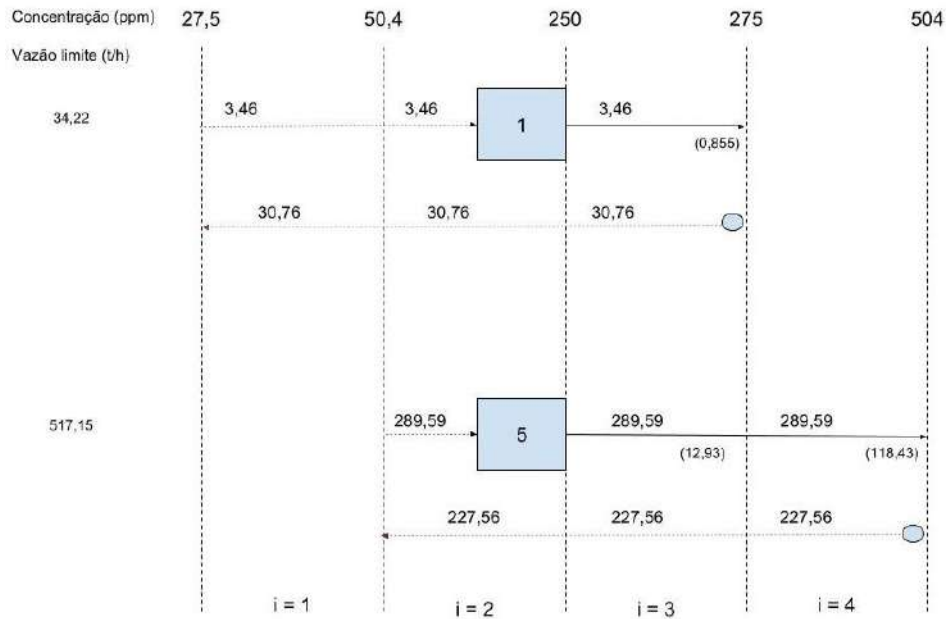


Figura 4.2-8 - DFE reuso e regeneração fixa a 6,2 ppm

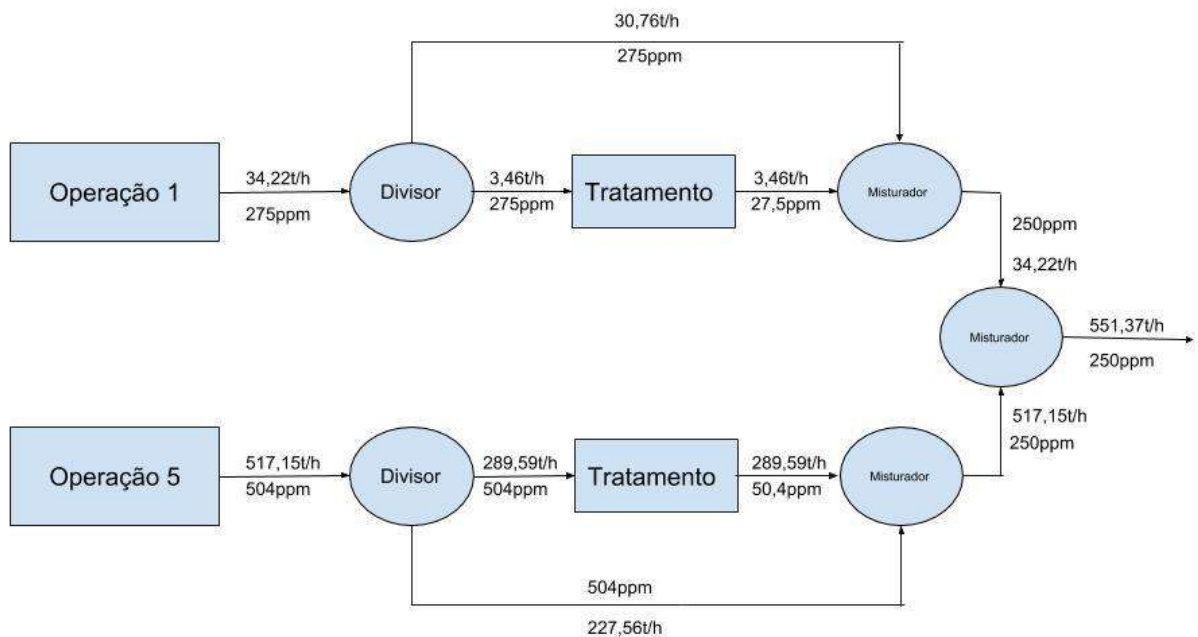


Figura 4.2-9 - Fluxograma representativo do estudo de caso 1, com reuso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento distribuído

Semelhantemente, são gerados o DFE e o fluxograma para o tratamento centralizado, analisando os mesmos averigua-se que 299,93 t/h são efetivamente tratados nesta organização. Ao juntar-se as correntes 1 e 5, tem-se um único efluente com a soma de suas vazões, 551,37 t/h, e 489,79 ppm. Ao deixar o tratamento, esta corrente terá uma concentração em íons cloreto de 48,98 ppm ( $C_{1/5, 1}^e$ ).

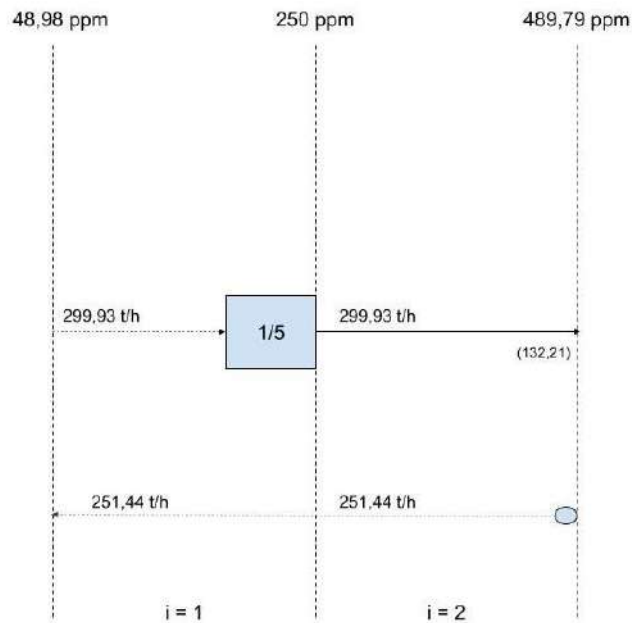


Figura 4.2-10 - DFE reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm, tratamento centralizado

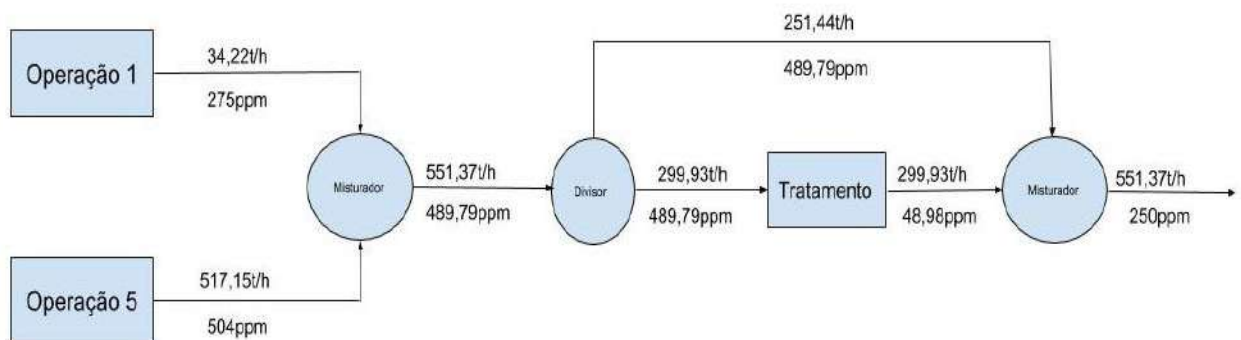


Figura 4.2-11 - Fluxograma representativo do estudo de caso 1, com reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento centralizado

Portanto, o tratamento distribuído proporciona uma redução de 2,29% em relação ao tratamento centralizado para o caso de reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm. Comparando-se ao máximo reúso, verifica-se uma diminuição de 9,76% na vazão tratada do tratamento distribuído de ambos. Já em relação ao máximo reúso com a junção de correntes semelhantes,

depreende-se uma atenuação de 7,50% na vazão tratada pelo tratamento distribuído, ao se incrementar a regeneração fixa a 6,2 ppm.

#### 4.2.2.4 Reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm com modificação na rede original

Na rede com regeneração fixa a 6,2 ppm original, descrita por Marques (2008), foi considerada uma perda de água na operação 1, com a geração, assim, de 2 efluentes, um com 34,22 t/h a 275 ppm e outra, a perda, com 13,88 t/h a 110 ppm. Como forma de fazer um paralelo com o caso de máximo reúso, no qual os efluentes da operação 1 tinham a mesma concentração, 275 ppm, e, assim, podiam ser considerados como um só rejeito aquoso, procede-se a união dos efluentes da operação 1, com o intuito de criar uma nova possibilidade de rede. Para tanto, retira-se o divisor presente na rede original localizado antes da operação 1, de maneira que passe a entrar 1.154,32 t/d (48,10 t/h) a 4,2 ppm na operação 1. A perda de água equivale a 333,3 t/d (13,89 t/h) a 275 ppm enquanto que o efluente da operação seria 821,02 t/d (34,21 t/h) a 275 ppm. Procedendo-se ao método proposto, unem-se ambas as correntes e tem-se como efluente da operação 1 uma corrente com 48,10 t/h a 275 ppm. Esta proposição só pode ser efetuada ao se assumir que a perda de água na operação 1 é reutilizável.

Assim como efetuado na Tabela 4.2-3, cria-se a Tabela 4.2-9 com os dados dos efluentes das operações, suas vazões limites, suas concentrações em contaminantes, juntamente com as quantidades de contaminante em cada operação para que se possa dar início à síntese do DFE.

Tabela 4.2-9 - Dados dos efluentes do estudo de caso 1 para a rede modificada de reúso e regeneração fixa a 6,2ppm

Efluente da Operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminante	C (ppm)	$M_k$ (g/h)
1	48,10	Cl <sup>-</sup>	275	9.410,50
2	217,95		5,5	1.198,72
3	16,38		38,5	630,63
4	2,69		6,2	16,68
5	517,15		504	260.643,60

A quantidade de massa a ser removida de cada corrente é exibida na Tabela 4.2-10.



Tabela 4.2-10 - Carga mássica dos efluentes do estudo de caso 1 para a rede modificada de reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm

Efluente da operação (k)	$f_k$ (t/h)	C (ppm)	$C_{desc}$ (ppm)	$\Delta m_k$ (g/h)
1	48,10	275	250	1202,50
5	517,15	504	250	131.356,10

As concentrações a serem inseridas no DFE são: 27,5 ppm ( $C^{e_{1,1}}$ ), 50,4 ppm ( $C^{e_{5,1}}$ ), 250 ppm ( $C_{desc}$ ), 275 ppm e 504 ppm.

A carga de contaminante nos intervalos significativos do diagrama para o cálculo da vazão de efluente no intervalo de tratamento de cada operação, assim como esta, estão representados na Tabela 4.2-11 e foram calculadas, na devida ordem, através das Equações (3) e (4).

Tabela 4.2-11 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o caso 1 modificado - Reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm

Efluente da operação (k)	$f_t$ (t/h)	$\Delta m_{k,3}$ (g/h)	$\Delta m_{k,4}$ (g/h)
1	4,86	1202,5	-
5	289,59	12.928,75	118.427,35

De acordo com o DFE e o respectivo fluxograma, na Figura 4.2-12 e na Figura 4.2-13, respectivamente, ambos representativos de um arranjo de tratamento distribuído de efluentes, deduz-se que a vazão que passa efetivamente por tratamento, admitindo-se tal configuração de rede, consiste de 294,45 t/h, onde 4,86 t/h correspondem ao montante tratado na operação 1 (passando de 275 ppm para 27,5 ppm) e 289,59 t/h ao tratado na operação 5 (entrando a 504 ppm e saindo a 50,4 ppm). As vazões de by-pass são iguais a 43,24 t/h na operação 1 e a 227,56 t/h na operação 5. Logo, tem-se 48,1 t/h a 250 ppm deixando a operação 1 e 517,15 t/h a 250 ppm deixando a operação 5. A vazão de geração de efluentes total é de 565,27 t/h na concentração exigida pela legislação, 250 ppm.

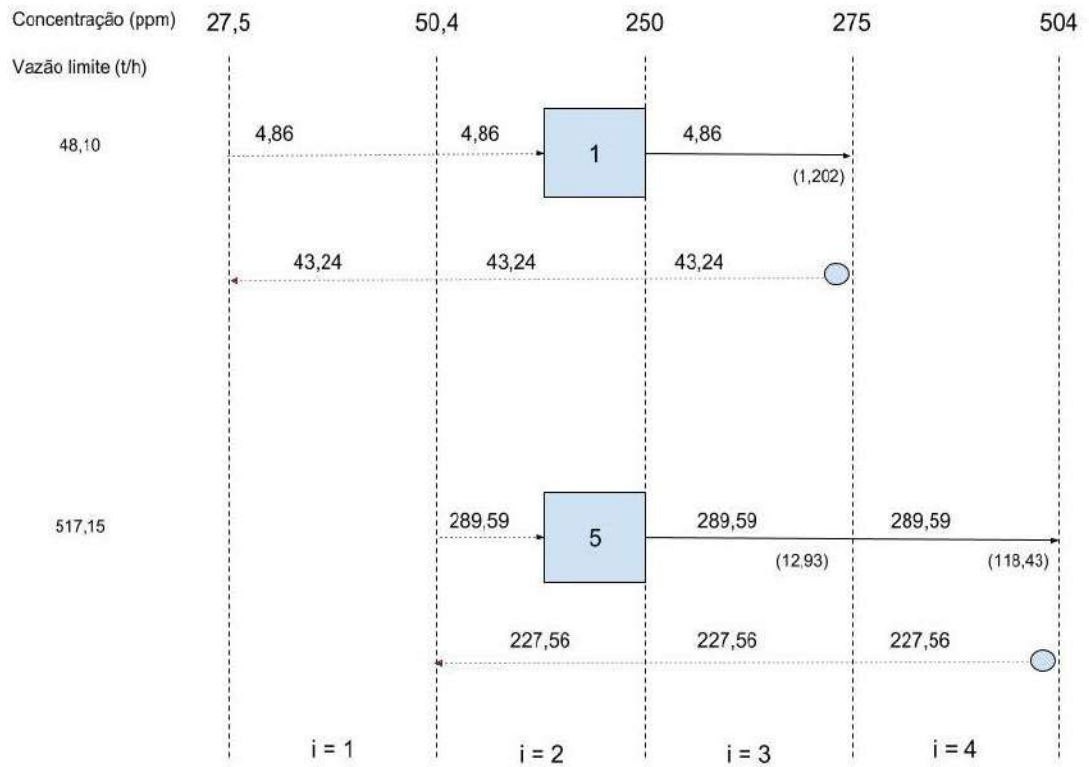


Figura 4.2-12 - DFE reuso e regeneração fixa a 6,2 ppm com rede modificada

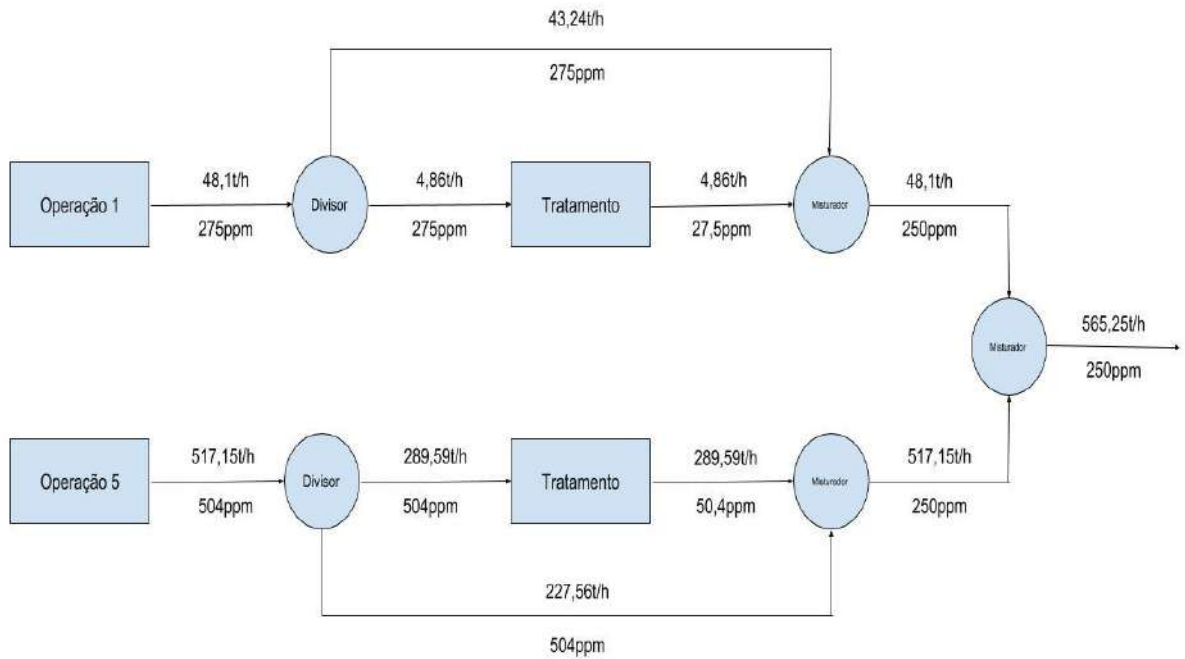


Figura 4.2-13 - Fluxograma representativo da modificação no estudo de caso 1, com reuso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento distribuído

Similarmente, na Figura 4.2-14 e na Figura 4.2-15, encontram-se representados o DFE e o fluxograma para o tratamento centralizado. Observando-se os mesmos conclui-se que 303,99 t/h são, de fato, tratados nesta configuração, 3,24% a mais que na configuração do tipo distribuída acima. Ao misturar-se as correntes 1 e 5, forma-se um único efluente com a soma de suas vazões, 565,25 t/h, e 484,51 ppm. Ao deixar o tratamento, esta corrente terá uma concentração em íons cloreto de 48,45 ppm ( $C_{1/5, 1}^c$ ).

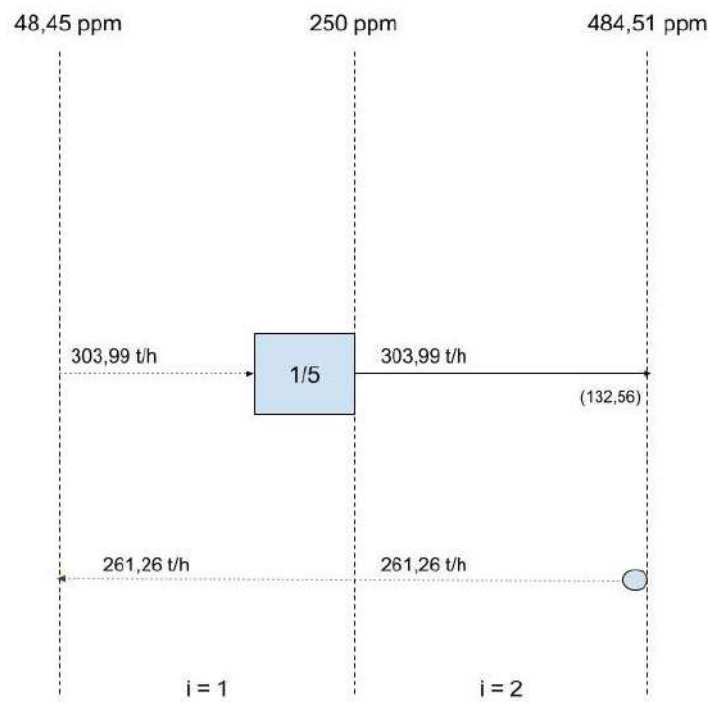


Figura 4.2-14 - DFE reuso e regeneração fixa a 6,2 ppm com rede modificada para tratamento do tipo centralizado

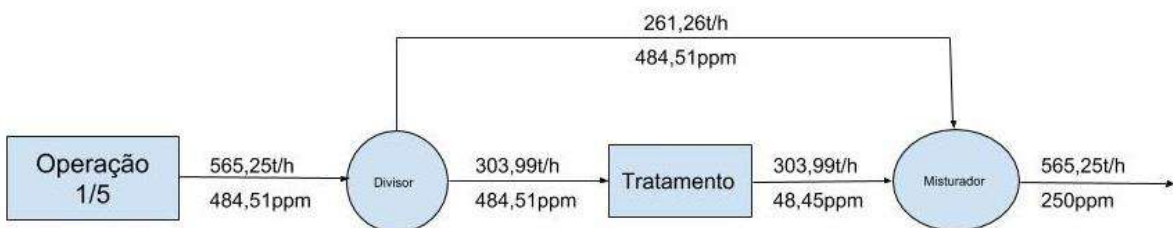


Figura 4.2-15 - Fluxograma representativo da modificação no estudo de caso 1, com reuso e regeneração fixa a 6,2 ppm e tratamento centralizado

Ao comparar-se as vazões tratadas na rede original, proposta por Marques (2008), com a rede contendo a modificação na operação 1, verifica-se um pequeno aumento nas vazões

desta última, mais especificamente, 0,48% de aumento no tratamento do tipo distribuído e 1,35% de incremento no tratamento do tipo centralizado.

Em relação à rede de máximo reúso, obteve-se 9,33% de redução na vazão tratada pelos tratamentos do tipo distribuído e 10,50% de redução ao se comparar os tratamentos centralizados.

## **4.3 Estudo de caso 2: efluentes de uma indústria produtora de papel**

### **4.3.1 Apresentação**

No processo original, retirado do artigo de Francisco *et al.* (2018), 5 operações são consideradas, sendo elas: (1) seção de prensagem (PS); (2) seção enformadeira (FS), na qual há ganho de água; (3) destintamento da polpa (DIP), na qual há perda de água; (4) destintamento de outros (DIPO) e (5) seção de tratamento (TS). Elas podem ser divididas em 2 grupos: operações com carga fixa (PS, DIPO E TS), representadas por FL, e operações com vazão fixa (FS E DIP), identificadas por FF.

O consumo original de água, proveniente de uma fonte externa a 0 ppm, da planta, era de 695,8 t/h, passando para 570t/h após a aplicação do DFA para máximo reúso com eliminação de violações na rede, ou seja, obtendo uma redução de 18,08% no mesmo.

Na Tabela 4.3-1 podem ser observados os dados operacionais limites do estudo de caso em questão. Nela estão descritos os valores de vazão, de entrada e de saída, e de concentração, inicial e final, correspondentes a cada operação e contaminante.

Tabela 4.3-1 - Limites Operacionais do estudo de caso 2 com rede original de máximo reúso (adaptado de FRANCISCO *et al.*, 2018).

Operação	Tipo de Operação	Contaminante	Conc. Inicial (ppm)	Conc. Final (ppm)	Vazão de entrada (t/h)	Vazão de saída (t/h)
1	PS	DQO SS	60 20	420 100	78	78
2	FS	DQO SS	100 80	500 500	233	372
3	DIP	DQO SS	400 240	1000 510	770	561
4	DIPO	DQO SS	60 100	450 200	308	308
5	TS	DQO SS	2000 600	400 70	834	834

Após os ajustes necessários para acabar com as violações de concentração e vazão na rede serem efetuados, seguindo as recomendações adequadas do método DFA para máximo reúso, o fluxograma final do respectivo processo foi obtido, considerando o parâmetro SS como contaminante e pode ser visualizado na Figura 4.3-1.

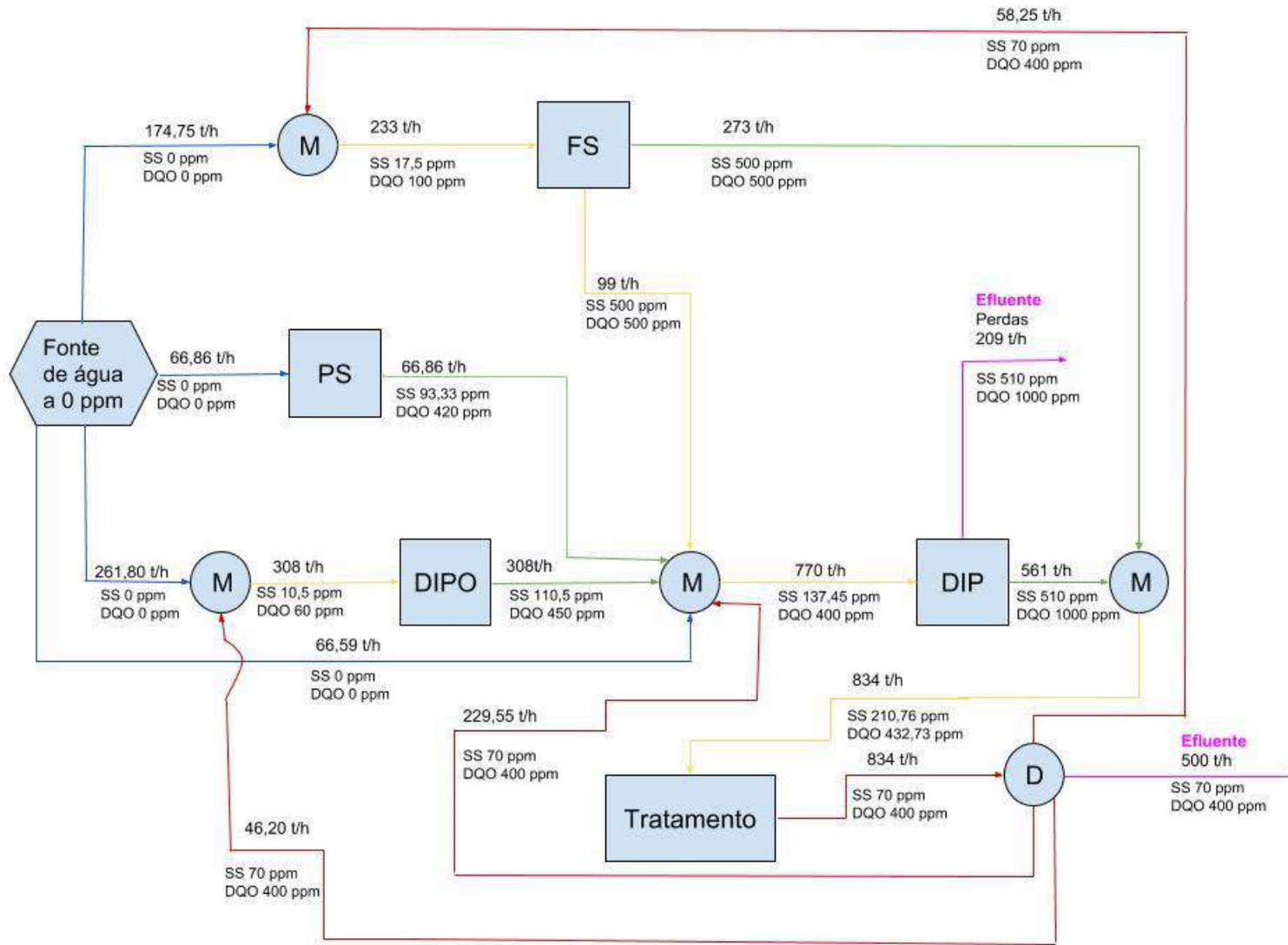


Figura 4.3-1 - Rede de água do estudo de caso 2 para máximo reúso (adaptado de FRANCISCO *et al.*, 2018).

A partir deste fluxograma elaborou-se, então, a Tabela 4.3-2 com a caracterização dos efluentes gerados pela rede de DFA para máximo reúso, assim como suas correspondentes cargas mássicas, a qual servirá de base para a sintetização do respectivo DFE.

Tabela 4.3-2 - Dados dos efluentes do estudo de caso 2 para máximo reúso

Efluente da Operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminantes	C (ppm)	$M_k$ (g/h)
Tratamento (5)	500	SS	70	35.000
		DQO	400	200.000
Perda de água no DIP (3)	209	SS	510	106.590
		DQO	1000	209.000

Posteriormente, com a finalidade de se realizar uma análise comparativa, a rede original foi, então, modificada, com a exclusão da unidade interna de tratamento, podendo a mesma, assim como as implicações de tal ação, ser visualizada no capítulo de resultados.

Ainda, de forma a adequar a concentração dos contaminantes do efluente final ao limite de concentração de descarte, sem que houvesse a presença de violações na rede, propõe-se um novo fluxograma de tratamento distribuído, com um by-pass em cada unidade de tratamento, sendo o segundo by-pass realizado através de um método de tentativa e erro e ajuste dos resultados obtidos a uma regressão linear utilizada simultaneamente com balanços de massa na rede.

## 4.3.2 Resultados

### 4.3.2.1 Rede Original de Máximo Reúso

A partir do fluxograma gerado por Francisco *et al.* (2018), ilustrado na Figura 4.3-1 e dos dados dos respectivos efluentes, resumidos na Tabela 4.3-2, procede-se ao DFE para o estudo de caso que retrata a rede de águas de uma indústria produtora de papel.

Neste caso, tem-se uma situação de múltiplos contaminantes. Considera-se aqueles que são mais impactantes nos efluentes deste setor, a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e os Sólidos Suspensos (SS). Para a DQO, baseia-se na diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial, DZ-205.R-6, proposta pelo Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), na qual define-se que, para efluentes de indústrias de papel e celulose com vazão superior a  $3,5 \text{ m}^3/\text{dia}$  (onde o presente estudo de caso se enquadra),

a concentração máxima de DQO para descarte é de 200 ppm. Já para os SS, sustenta-se na diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária, DZ-215.R-4 (INEA), na qual se estabelece que para efluentes de indústrias que apresentem vazão de DQO maior que 80 kg/dia (onde se encaixam os efluentes do setor de papel e celulose), a concentração máxima de descarte de SS é 40 ppm. Este foi o parâmetro encontrado na literatura que trazia de forma clara o limite de descarte, para a indústria, de sólidos suspensos. Assume-se, então, uma generalização deste para todo efluente industrial que se enquadre na mesma faixa de vazão estipulada.

Logo, assumindo como concentrações limites de descarte, 200 ppm e 40 ppm para DQO e SS, respectivamente, pode-se calcular a quantidade de massa a ser removida em cada operação, utilizando-se da Equação (1). Os dados encontram-se resumidos na Tabela 4.3-3. Vale lembrar que se assume como recuperável a perda de água que deixa a operação de destintamento da polpa, logo pode-se considerá-la como um efluente normal.

Tabela 4.3-3 - Carga Mássica de cada contaminante nos efluentes do estudo de caso 2 original

Efluente da operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminante	$C_{j,k}$ (ppm)	$C_{desc}$ (ppm)	$\Delta m_k$ (g/h)
Tratamento (5)	500	DQO	400	200	100.000
		SS	70	40	15.000
Perda de água no DIP (3)	209	DQO	1000	200	167.200
		SS	510	40	98.230

Para a escolha do contaminante de referência, deve-se verificar qual deles apresenta a maior carga nos efluentes ( $M_k$ ) e, conseqüentemente, a maior carga a ser removida dos mesmos ( $\Delta m_k$ ). Assim, observando-se a Tabela 4.3-2 e para a Tabela 4.3-3, chega-se à conclusão que o contaminante de referência deve ser a DQO.

Na escolha da unidade de referência, levando-se em conta o explicado previamente no capítulo 2 sobre os tratamentos na indústria de papel e celulose, optou-se por adotar como técnica a granulação aeróbia (AGS). A eficiência de remoção de DQO pela mesma fica entre 90 e 95% (TAVARES, 2017; HAILEI *et al.*, 2006). Considerando-se, então, uma eficiência



de 90%, as concentrações que aparecerão no DFE, levando em conta apenas o contaminante de referência, serão: 40 ppm ( $C_{5,1}^e$ ), 100 ppm ( $C_{3,1}^e$ ), 200 ppm ( $C_{desc}$ ), 400 ppm e 1000 ppm.

A carga de contaminante em cada intervalo, relevante para o cálculo da vazão, do diagrama e a vazão de efluente no intervalo de tratamento de cada operação, calculadas, nesta ordem, através das Equações (3) e (4), encontram-se evidenciadas na Tabela 4.3-4.

Tabela 4.3-4 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o estudo de caso 2 original

Efluente da operação (k)	$f_t$ (t/h)	$\Delta m_{k,3}$ (g/h)	$\Delta m_{k,4}$ (g/h)
Tratamento (5)	277,78	100.000	-
Perda de água no DIP (3)	185,78	41.800	125.400

Mediante observação do DFE, vê-se que 463,56 t/h estão passando pelas unidades de tratamento. Destes, 277,78 t/h a 400 ppm da operação 5 são tratados até atingirem a concentração em DQO de 40 ppm, e 185,78 t/h a 1000 ppm provenientes da operação 3 são tratados até a concentração em DQO de 100 ppm. A vazão que será desviada por by-pass da operação 5 equivale a 44% daquela que deixa a mesma, isto é, 222,22 t/h a 400 ppm. Já em relação à operação 3, a vazão de by-pass representa 11,11% da vazão que sai da operação, ou melhor dizendo, consiste em 23,22 t/h a 1000 ppm. No total, há uma geração de efluente de 709 t/h no limite de descarte exigido pelo INEA: 200 ppm.

Para se inserir o contaminante SS no fluxograma representativo do tratamento distribuído de efluentes, deve-se considerar a eficiência da técnica de tratamento escolhida em relação a este parâmetro. Os valores encontrados para a mesma variam muito na literatura, visto que a remoção de sólidos suspensos pela tecnologia AGS depende da instalação de uma unidade posterior de separação sólido-líquido assim como do tamanho do grânulo que é gerado, logo, visando proceder a aplicação desta técnica, optou-se por considerar o descrito no artigo de Dijk, Pronk, Loosdrecht (2018) em que aponta que para uma granulação de 84% a média da eficiência de remoção obtida de SS pela granulação aeróbia é de 97%.

Assim, tem-se, para a operação 5, uma vazão de 500t/h a 32,28 ppm de SS ao se misturar a corrente de by-pass a 222,22 t/h e 70 ppm de SS com a corrente originária do tratamento, a 277,78 t/h 2,1 ppm, e para a operação 3, uma vazão de 209 t/h a 70,26 ppm, resultado da mistura da corrente de by-pass a 23,22 t/h e 510 ppm de SS e da corrente proveniente do tratamento, a 185,78 t/h e 15,3 ppm. Ao unir-se ambas as correntes com o

intuito de proceder ao descarte, percebe-se que há uma violação de concentração, pois o efluente gerado será de 709 t/h a 43,48 ppm de SS, concentração superior a limite de 40 ppm exigida pelo INEA. Deve-se, portanto, agir de forma a eliminar tal violação.

Opta-se, assim, por inserir mais uma unidade de tratamento após o efluente de 209 t/h a 200 ppm de DQO e 70,26 ppm de SS. A técnica escolhida foi a lagoa aerada, de forma a fazer um paralelo com o trabalho de Marques (2008) que também considera esta técnica de tratamento para um efluente industrial do setor de papel e celulose. De acordo com Vashi, Iorhemen, Tay (2018), a eficiência de remoção de DQO de uma lagoa aerada se situa entre 60 e 70%. Admite-se 60% neste estudo. Ainda, segundo Pacheco (2014), a eficiência de remoção de SS por tratamentos biológicos é de 98%, logo, como a lagoa aerada está incluída neste conjunto, considera-se este valor neste trabalho.

Após a inserção do novo tratamento, obtém-se um efluente de 209 t/h a 80 ppm de DQO e 1,40 ppm de SS. Com a união desta corrente com a outra de 500 t/h a 200 ppm de DQO e 32,38 ppm de SS, obtém-se uma vazão de efluente final de 709 t/h a 164,63 ppm DQO e 23,17 ppm de SS. Logo, a verdadeira vazão de efluente tratado por essa rede é de 672,56 t/h. Os fluxogramas que descrevem o tratamento distribuído com e sem violações, podem ser visualizados na Figura 4.3-3 e na Figura 4.3-4, respectivamente.

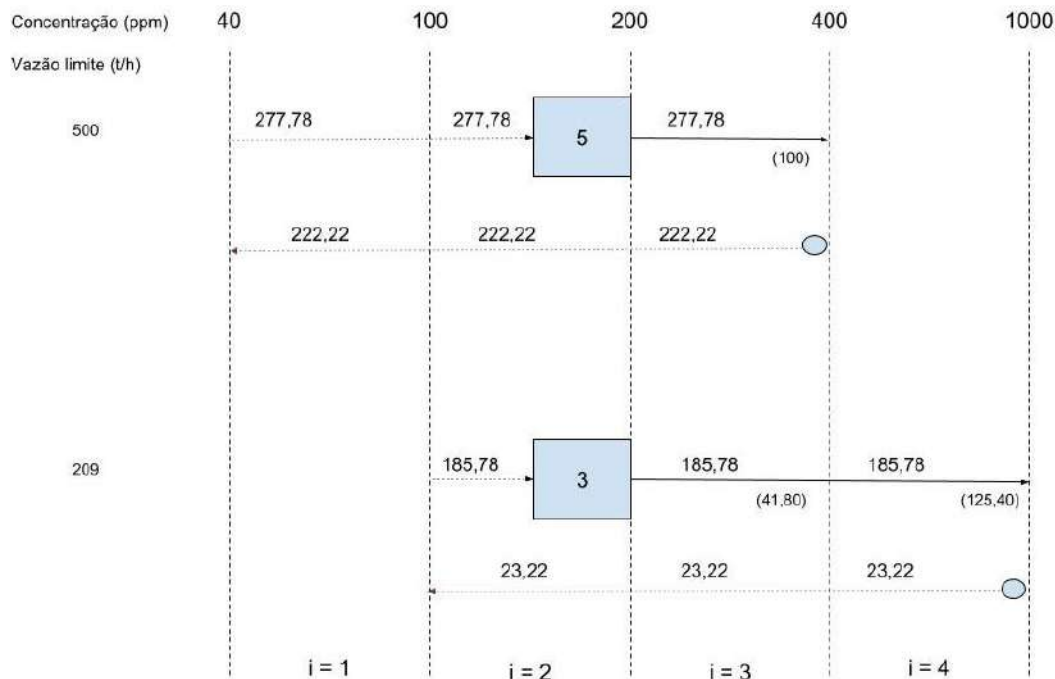


Figura 4.3-2 - DFE do estudo de caso 2 com a rede original

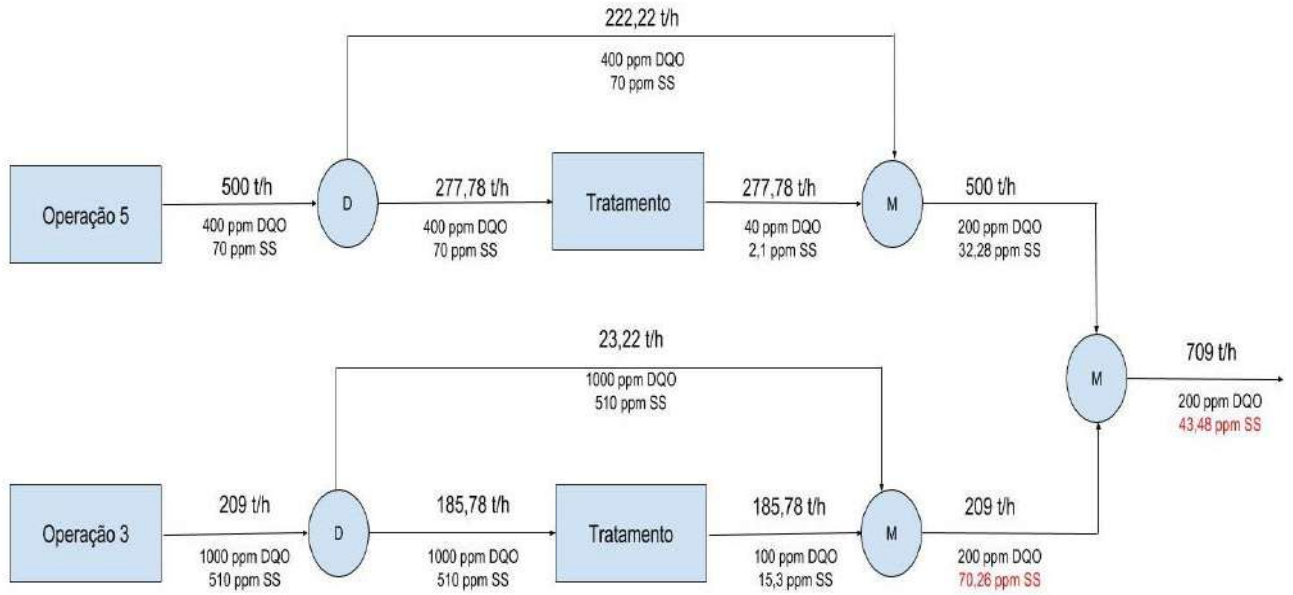


Figura 4.3-3 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 original com a presença de violações na rede

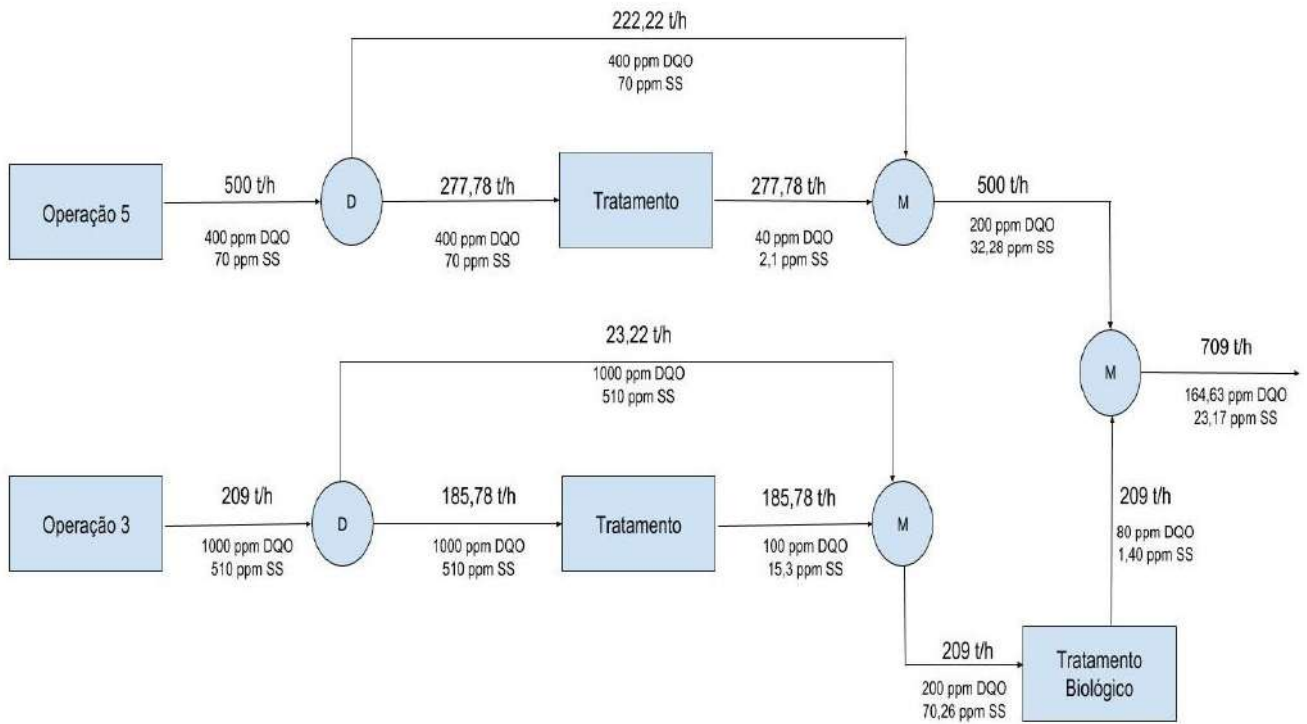


Figura 4.3-4 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 original sem a presença de violações na rede

Apresenta-se um fluxograma a mais, inserindo-se um segundo by-pass na rede, visando-se atingir a concentração de descarte exigida para o contaminante SS, ou seja, 40 ppm. Para que isso seja possível, através de um balanço de massa com a corrente de 500t/h a 200 ppm de DQO e 32,38 ppm de SS e com a corrente que sai do segundo tratamento, a 209 t/h, calcula-se a concentração em SS necessária nesta última para que na corrente de efluente final, a 709 t/h, se atinja a concentração limite de SS, isto é, 40 ppm. De posse do valor obtido, 58,47 ppm, por tentativa e erro em um balanço de massa englobando a corrente que passará pelo novo by-pass, e a corrente que sai do segundo tratamento, as quais misturadas geram a corrente com vazão de 209 t/h e concentração de 58,47 ppm de SS, estimam-se valores para a vazão tratada (sabendo-se que a soma da vazão tratada com a desviada por um by-pass deve dar 209 t/h). Obtém-se, com os chutes de vazão, valores de concentração em SS respectivos. Fazendo-se uma interpolação linear com os dados obtidos, sendo os valores de vazão, os valores da abscissa e os valores de concentração, os da ordenada, gera-se uma Equação de reta,  $y = -(0,329*x) + 70,262$ , com  $R^2=0,9999$ . Igualando-se a mesma ao valor de y que se deseja obter, ou seja, 58,47 ppm, obtém-se o valor da vazão de tratamento necessária para tal, a saber, 35,78 t/h, conseqüentemente, diminuindo-se de 209 t/h este valor, chega-se a vazão necessária de by-pass, 173,22 t/h.

Nota-se, na Figura 4.3-5, a divisão da corrente que entraria no segundo tratamento em uma corrente que vai ser efetivamente tratada com vazão de 35,78 t/h a 200 ppm de DQO e 70,26 ppm de SS e uma corrente que vai ser desviada por um by-pass com 173,22 t/h a 200 ppm de DQO e 70,26 ppm de SS. Juntando-se esta última com a corrente que sai do tratamento, caracterizada por uma vazão de 35,78 e concentração em contaminantes de 80 ppm de DQO e 1,40 ppm de SS, gera-se, uma corrente de 209 t/h a 179,46 ppm de DQO e 58,47 ppm de SS. Fazendo a união desta com a corrente de 500 t/h a 200 ppm de DQO e 32,38 ppm de SS, que está relacionada com a operação 5, obtém-se o efluente final, que possui vazão 709 t/h a 193,94 ppm DQO e 40 ppm de SS. A vazão tratada neste arranjo equivale a 499,34 t/h.

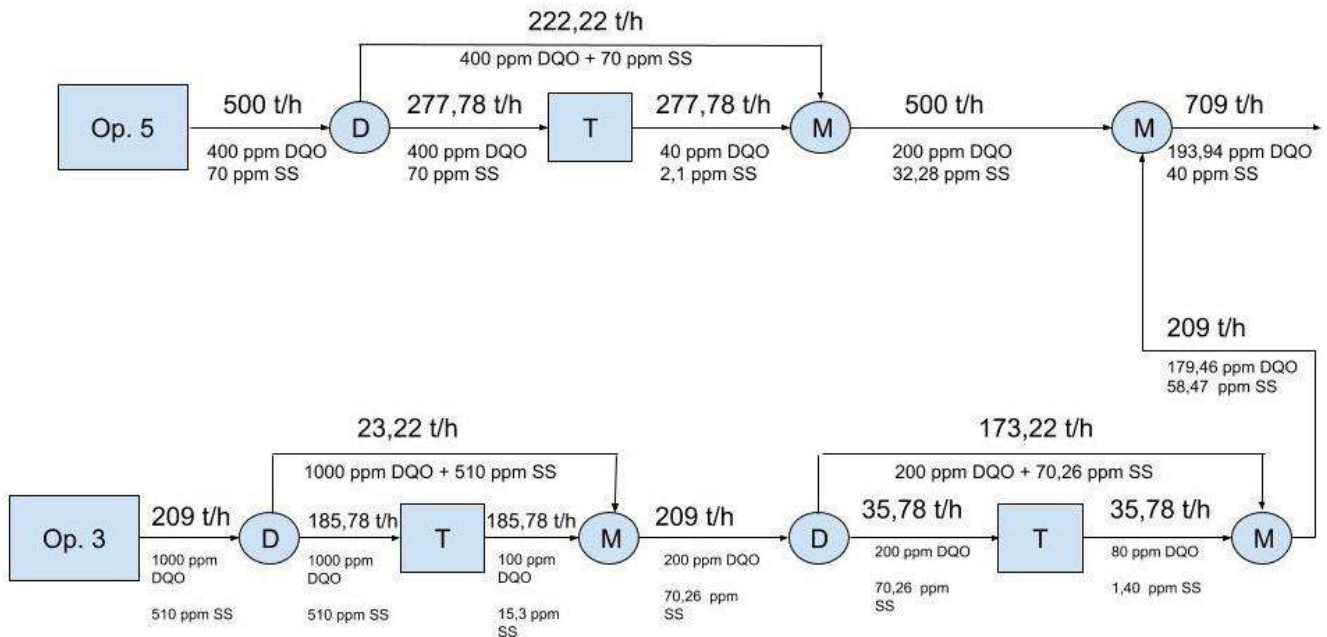


Figura 4.3-5 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 original sem a presença de violações na rede e com 2 by-pass

De forma similar ao procedimento realizado anteriormente, elabora-se um fluxograma que represente o tratamento centralizado de efluentes. Juntando-se os efluentes das operações 5 e 3, de modo a obter-se apenas uma corrente com 709 t/h a 576,87 ppm de DQO e 199,70 ppm de SS, e admitindo-se as eficiências previamente citadas para os tratamentos em questão, tem-se que 514,66 t/h a 576,87 ppm de DQO e 199,70 ppm de SS são tratados gerando um efluente com a mesma vazão porém com concentrações de 57,69 ppm de DQO e 5,99 ppm de SS. Ao se unir este efluente com aquele que foi desviado por by-pass, isto é, 194,34 t/h a 576,87 ppm de DQO e 199,70 ppm de SS, tem-se um efluente final de 709 t/h a 200 ppm de DQO e 59,09 ppm de SS. Observa-se novamente uma violação de concentração na rede, visto que a concentração em Sólidos Suspensos do efluente é superior à permitida pela legislação. De maneira a extinguir esta violação, insere-se uma unidade de tratamento via lagoa aerada seguido deste então considerado efluente final. Obtém-se, assim, 709 t/h a 80 ppm de DQO e 1,18 ppm de SS. A nova vazão de efluente tratado torna-se, então, 1223,66 t/h. Os fluxogramas representativos do tratamento centralizado desta rede com e sem violações podem ser vistos na Figura 4.3-6 e na Figura 4.3-7, respectivamente.

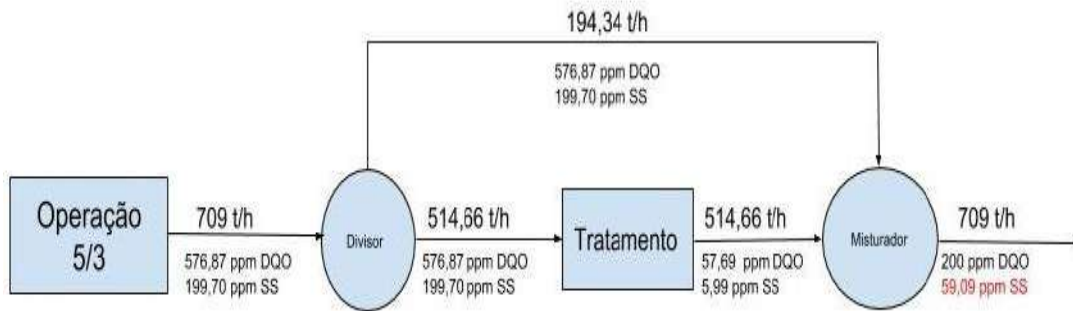


Figura 4.3-6 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 original com a presença de violações na rede

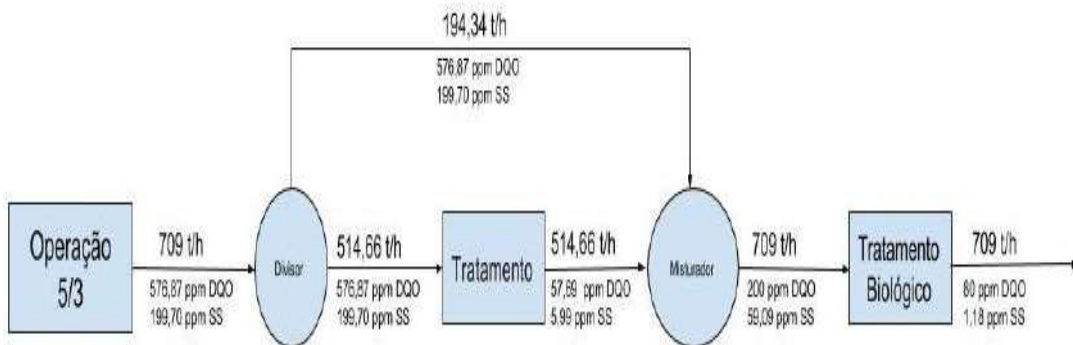


Figura 4.3-7 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 original sem a presença de violações na rede

De tal maneira, considerando-se a vazão já tratada dentro da própria rede original de DFA para máximo reúso extraída de Francisco *et al.* (2018), a saber, 834 t/h, têm-se as seguintes vazões tratadas:

- Tratamento distribuído sem eliminação de violações: 1297,56 t/h;
- Tratamento distribuído com eliminação de violações: 1506,56 t/h;
- Tratamento distribuído com eliminação de violações e adição de um segundo by-pass à rede: 1333,34 t/h
- Tratamento centralizado sem eliminação de violações: 1348,66 t/h;
- Tratamento centralizado com eliminação de violações: 2057,66 t/h;

Ou seja, o tratamento distribuído com eliminação de violações apresenta uma redução de 26,78% na vazão tratada quando comparado ao tratamento centralizado com eliminação de violações. Quando se insere o segundo by-pass essa redução passa a ser de

35,20% em relação ao tratamento centralizado e de 11,50% em relação ao tratamento distribuído sem violações com apenas um by-pass.

#### 4.3.2.2 Rede de águas modificada

Como o objetivo principal deste trabalho é empregar a metodologia do algoritmo DFE, optou-se por fazer algumas alterações na rede originalmente proposta por Francisco *et al.* (2018), de forma a comparar a vazão de efluente quando se retira a unidade interna de tratamento da rede, proposta pelo DFA de máximo reúso, com aquela que é tratada quando se aplica o DFE na rede de águas original.

Para tanto, retira-se a unidade de tratamento interna da rede e adiciona-se um misturador na saída do efluente da operação (3) DIP. Como o SS era o contaminante de referência do DFA, manteve-se suas concentrações em todas as correntes. Realizando-se balanços de massa, utilizando-se da relação linear de transferência de massa em cada operação (GOMES *et al.*, 2013) e respeitando a máxima que diz que em operações FF (caso das operações FS e DIP, neste caso) a concentração final do contaminante permanece constante, visto que está fixa em seu valor máximo, pode-se calcular as concentrações de DQO em cada corrente, assim como as vazões necessárias em cada uma delas. A rede de transferência de massa obtida pode ser visualizada na Figura 4.3-8.

Através de uma inspeção desta última figura, nota-se que a captação de água a 0 ppm passa para 857,55 t/h, ou seja, 23,25% a mais que no processo original, antes da aplicação do DFA, e 50,45% a mais que no DFA para máximo reúso.

Elabora-se, então, a Tabela 4.3-5 com os dados dos efluentes e suas cargas mássicas calculadas, que servirá de base para a confecção do DFE correspondente. Admite-se que a perda de água da operação (3) DIP é reutilizável, o que permite a junção da corrente de perda com o efluente final da operação (3) DIP.

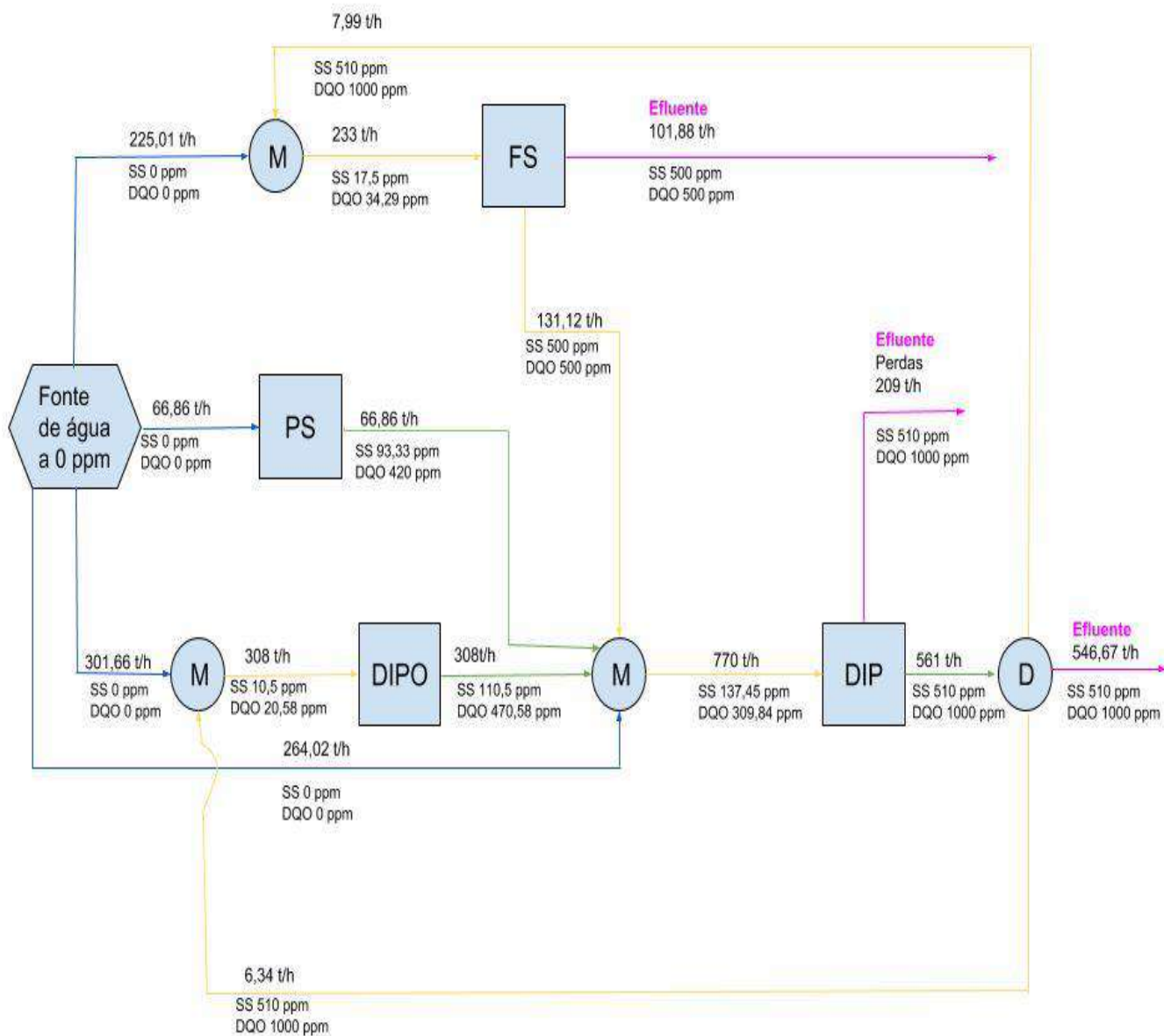


Figura 4.3-8 - Rede de água do estudo de caso 2 alterada para fins de comparação (Elaboração própria).



Tabela 4.3-5 - Dados dos efluentes do estudo de caso 2 para a rede modificada

Efluente da Operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminantes	$C_{j,k}$ (ppm)	$M_k$ (g/h)
FS (2)	101,88	SS	500	50.940
		DQO	500	50.940
DIP (3)	755,67	SS	510	385.391,7
		DQO	1000	755.670

Os limites de descarte são dados pelas mesmas legislações do caso original, isto é, 200 ppm para a DQO e 40 ppm para os SS. Segue-se então para o cálculo da quantidade de massa a ser removida de cada contaminante nos efluentes, estando os resultados condensados na Tabela 4.3-6.

Tabela 4.3-6 - Carga Mássica de cada contaminante nos efluentes do estudo de caso 2 modificado

Efluente da operação (k)	$f_k$ (t/h)	Contaminante	$C_{j,k}$ (ppm)	$C_{desc}$ (ppm)	$\Delta m_{j,k}$ (g/h)
FS (2)	101,88	DQO	500	200	30.540
		SS	500	40	46.864,8
DIP (3)	755,67	DQO	1000	200	604.536
		SS	510	40	355.164,9

O contaminante de referência é a DQO, visto que se considera o processo como um todo e, assim sendo, a soma dos parâmetros  $M_k$  e  $\Delta m_k$  é maior para este contaminante.

Adota-se os mesmos processos de tratamento que no empregado para a rede de DFA para máximo reúso, bem como suas eficiências de remoção. Pode-se, portanto, identificar as concentrações que estarão indicadas no DFE, sendo elas baseadas no contaminante de referência: 50 ppm ( $C_{2,1}^e$ ), 100 ppm ( $C_{3,1}^e$ ), 200 ppm ( $C_{desc}$ ), 500 ppm, 1000 ppm.

A carga de contaminante em cada intervalo considerável para o cálculo da vazão e a vazão, propriamente dita, de efluente tratado em cada operação, calculadas, de modo respectivo, através das Equações (3) e (4), encontram-se evidenciadas na Tabela 4.3-7.

Tabela 4.3-7 - Vazão tratada por operação e carga de contaminante por intervalo para o estudo de caso 2 modificado

Efluente da operação (k)	$f_t$ (t/h)	$\Delta m_{k,3}$ (g/h)	$\Delta m_{k,4}$ (g/h)
FS (2)	67,92	30.564	-
DIP (3)	671,71	226.701	377.835

Segundo o DFE gerado, depreende-se que a vazão total que passa por tratamento, na disposição do tipo distribuída, traduz-se em 739,63 t/h, dos quais 90,82%, isto é, 671,71 t/h derivam da operação 3 e apenas 9,18%, ou 67,92 t/h, são oriundos da operação 2.

Os 101,88 t/h que saem da operação 2 com 500 ppm de DQO e 500 ppm de SS, divide-se, com as mesmas concentrações de contaminantes, em 33,96 t/h que sofrem by-pass e 67,92 t/h que passam por tratamento, após o qual obtém-se 67,92 t/h a 50 ppm de DQO e 15 ppm de SS, de acordo com as eficiências do AGS relativas a estes contaminantes que foram consideradas, 90% e 97%, respectivamente para DQO e SS. Esta corrente tratada se junta com aquela provinda do by-pass para gerar um efluente com 101,88 t/h a 200 ppm de DQO e 176,67 ppm de SS.

Simultaneamente, no que concerne a operação 3, 83,96 t/h a 1000 ppm de DQO e 510 ppm de SS desviadas por by-pass se unem a 671,71 t/h a 100 ppm de DQO e 15,3 ppm de SS que saem do tratamento, gerando uma corrente de efluente de 755,67 t/h a 200 ppm de DQO e 70,26 ppm de SS.

Juntando as correntes referentes a ambas as operações, tem-se um efluente final de 857,55 t/h a 200 ppm de DQO e 82,90 ppm de SS. Neste, verifica-se a presença de uma violação de concentração que diz respeito ao contaminante SS. Para suprimir a mesma, insere-se na rede, após a corrente relativa a operação 3, de forma análoga ao caso anterior, uma unidade de tratamento biológico que se constitui de lagoa aerada, a qual encerra uma eficiência de 60% para DQO e 98% para SS, de acordo com o explicitado no item anterior deste estudo. Assim, a corrente de 755,67 t/h a 200 ppm e 70,26 t/h é tratada até atingir as concentrações de 80 ppm de DQO e 1,40 ppm de SS.

Assim, ao se unir as correntes que fazem alusão as operações 2 e 3, obtém-se um efluente final de 857,55 t/h a 94,26 ppm de DQO e 22,22 ppm de SS. A vazão tratada nesta disposição traduz-se em 1495,3 t/h.

Na Figura 4.3-9, na Figura 4.3-10 e na Figura 4.3-11 pode-se observar o DFE assim como os fluxogramas para tratamento distribuído com e sem violação de concentração, na respectiva ordem.

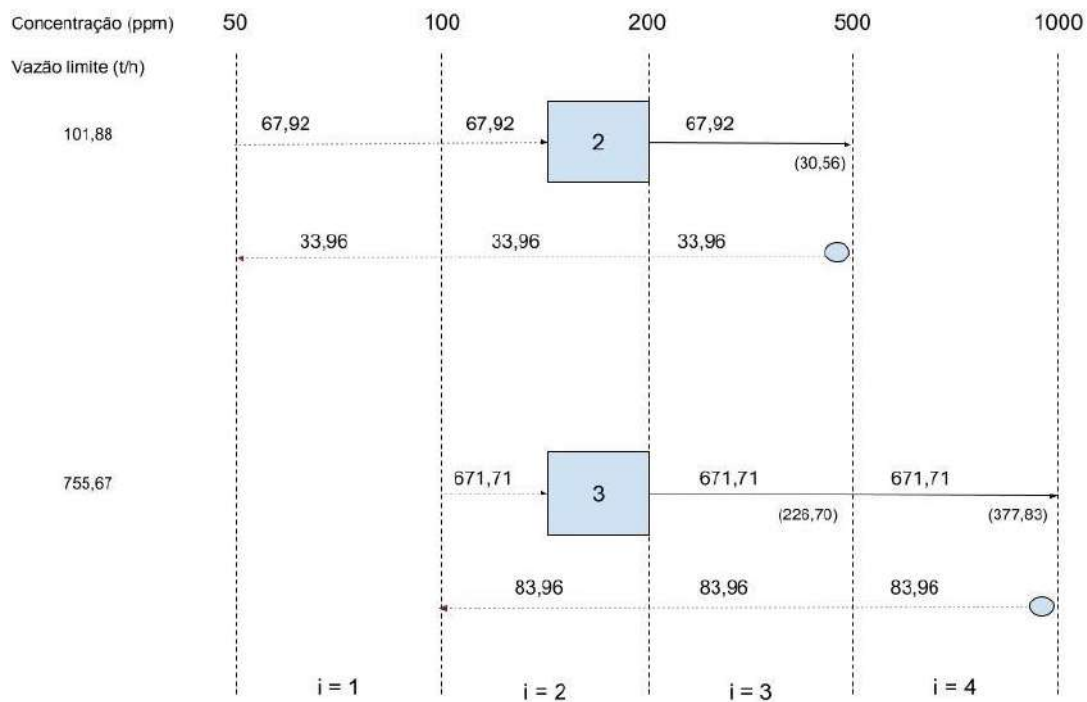


Figura 4.3-9 - DFE do estudo de caso 2 para a rede modificada

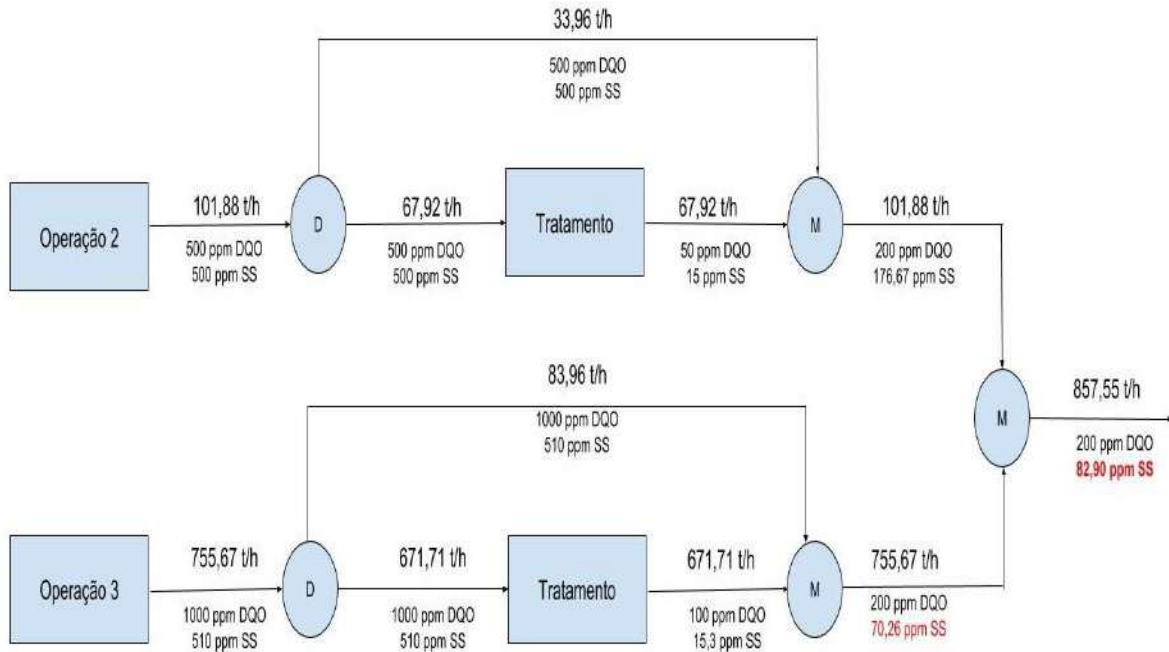


Figura 4.3-10 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 modificado com a presença de violações na rede

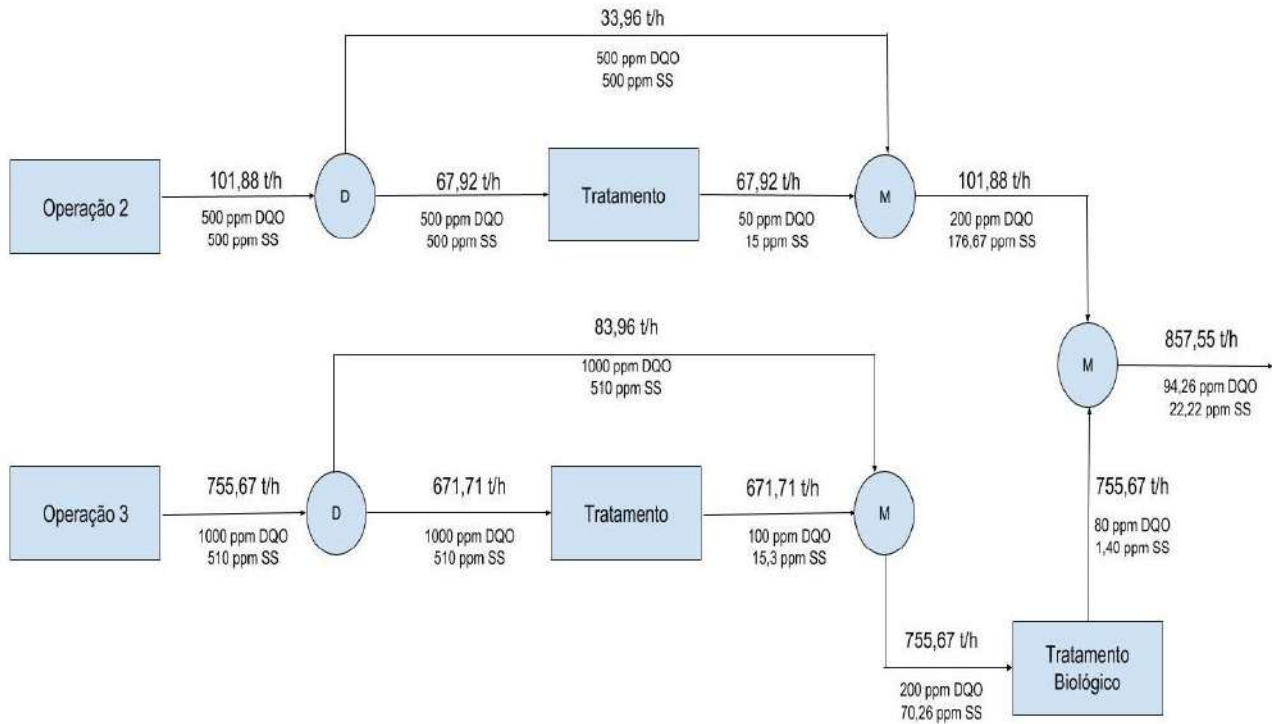


Figura 4.3-11 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 modificado sem a presença de violações na rede

Como um incremento a mais, propõe-se um novo fluxograma, operando-se de maneira semelhante à descrita para o caso original, com a inserção de um by-pass também no segundo tratamento, de forma que o efluente final possa sair na concentração limite de descarte de sólidos suspensos, isto é, 40 ppm de SS.

Por meio de um balanço de massa com a corrente de 101,88 t/h a 200 ppm de DQO e 176,67 ppm de SS e com a corrente que sai do segundo tratamento, a 755,67 t/h, calcula-se a concentração em SS necessária nesta última para que na corrente de efluente final, a 857,55 t/h, se atinja a concentração limite de SS, isto é, 40 ppm. De posse do valor obtido, 21,57 ppm, por tentativa e erro em um balanço de massa englobando a corrente que passará pelo novo by-pass, e a corrente que sai do segundo tratamento, as quais misturadas geram a corrente com vazão de 755,67 t/h e concentração de 21,57 ppm de SS, chuta-se valores para a vazão tratada (sabendo-se que a soma da vazão tratada com a desviada pelo by-pass deve dar 755,67 t/h). Obtém-se, com os chutes de vazão, os valores respectivos de concentração em SS. Fazendo-se uma interpolação linear com os dados obtidos, sendo os valores de vazão, os valores da abscissa e os valores de concentração, os da ordenada, gera-se uma Equação de reta,  $y = -(0,091*x) + 70,256$ , com  $R^2=0,9999$ . Igualando-se a mesma ao valor de y que se deseja obter, ou seja, 21,57 ppm, obtém-se o valor da vazão de tratamento necessária para tal, a saber, 534,31 t/h, conseqüentemente, diminuindo-se de 755,67 t/h este valor, chega-se a vazão necessária de by-pass, 221,36 t/h.

Pode-se observar na Figura 4.3-12 que a nova proposta divide a corrente que entraria no tratamento em uma corrente que vai ser efetivamente tratada com vazão de 534,31 t/h a 200 ppm de DQO e 70,26 ppm de SS e uma corrente de by-pass caracterizada por 221,36 t/h a 200 ppm de DQO e 70,26 ppm de SS. Depois do misturador, obtém-se, assim uma corrente de 755,67 t/h a 115,15 ppm de DQO e 21,57 ppm de SS. Unindo-se esta última com a corrente que provém da operação 2 tratada e misturada com o by-pass com vazão de 101,88 t/h a 200 ppm de DQO e 176,67 ppm de SS, forma-se o efluente final, definido por 855 t/h a 125,23 ppm DQO e 40 ppm de SS. A vazão tratada neste arranjo equivale a 1273,94 t/h, 14,80% a menos que na rede de tratamento distribuído com apenas um by-pass.

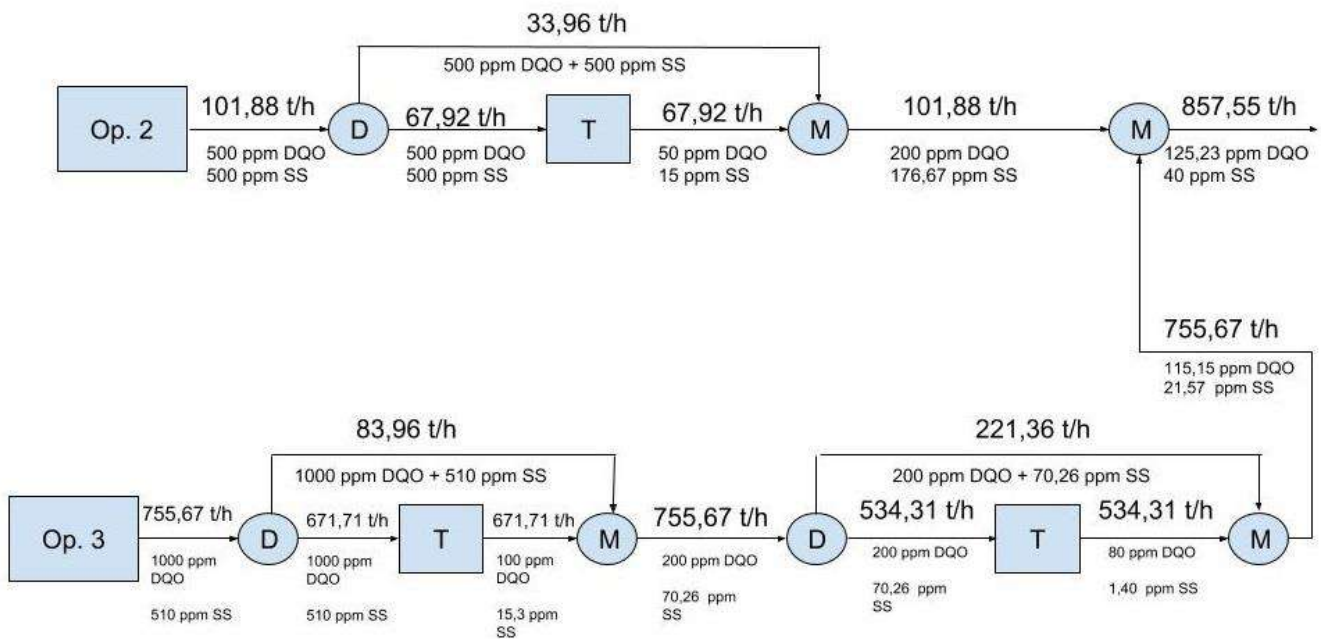


Figura 4.3-12 - Fluxograma representativo do tratamento distribuído aplicado ao estudo de caso 2 modificado sem a presença de violações na rede e com 2 by-pass

De forma comparativa, desenvolve-se o fluxograma para o tratamento centralizado. Agregando-se as correntes de efluentes da operação 2, i.e, 101,88 t/h a 500 ppm de DQO e 500 ppm de SS, e da operação 3, i.e, 755,67 t/h a 1000 ppm de DQO e 510 ppm de SS, dá-se origem a uma nova corrente 2/3, com 857,55 t/h a 940,6 ppm de DQO e 508,81 ppm de SS. Desta, 107,32 t/h é destinada ao by-pass e 750,23 t/h passa por tratamento, atingindo 94,06 ppm de DQO e 15,26 ppm de SS, ao se considerar as eficiências de remoção, já explicitadas anteriormente, do AGS para estes contaminantes. Unindo-se esta última com a do by-pass, tem-se um efluente final de 857,55 t/h a 200 ppm DQO e 77,02 ppm de SS.

Percebe-se que há, mais uma vez, uma violação de concentração referente aos Sólidos Suspensos. Logo, agrega-se a rede mais uma unidade de tratamento, desta vez uma lagoa aerada. De acordo com as eficiências de remoção desta técnica para os contaminantes de interesse, obtém-se como novo efluente final 857,55 t/h a 80 ppm de DQO e 1,54 ppm de SS. A vazão tratada desta maneira é de 1607,78 t/h, ou seja, 7,52% a mais do que o obtido no tratamento distribuído sem a presença de violações na rede e 26,21% a mais do que o obtido no tratamento distribuído com a presença de dois by-pass.

Pode-se visualizar os fluxogramas com e sem violação na Figura 4.3-13 e na Figura 4.3-14, respectivamente.

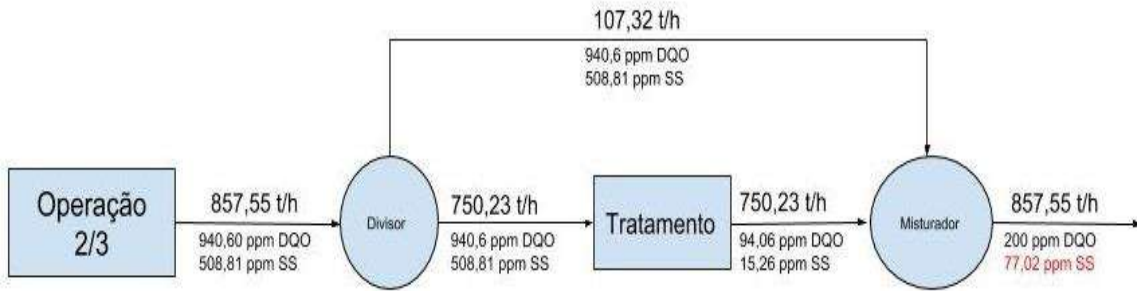


Figura 4.3-13 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 modificado com a presença de violações na rede

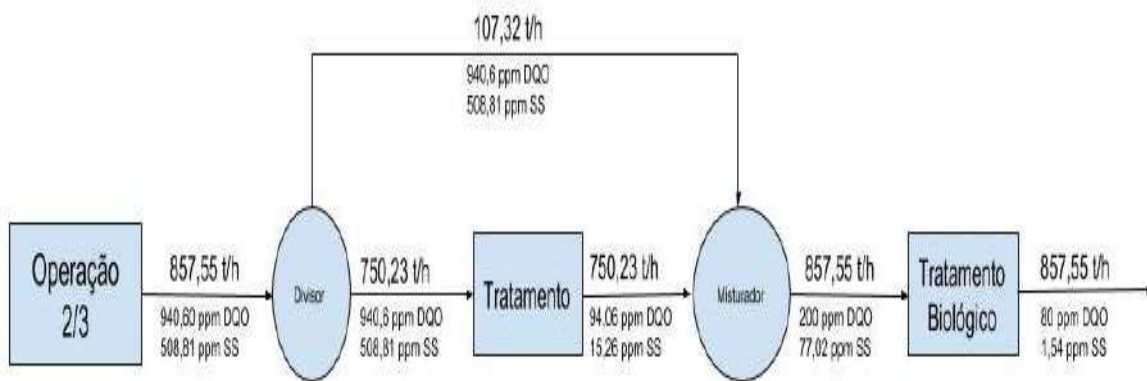


Figura 4.3-14 - Fluxograma representativo do tratamento centralizado aplicado ao estudo de caso 2 modificado sem a presença de violações na rede

A vazão de tratamento necessária para esta rede com as modificações propostas é 0,75% inferior quando se compara o tratamento distribuído sem violações da mesma com a sua semelhante no caso original de máximo reúso. Ao se inserir o segundo by-pass nas duas redes, original e modificada, a vazão tratada pela rede modificada representa uma redução de 4,46% se comparada àquela que passa por tratamento na rede original. Em relação ao tratamento centralizado de ambas, a rede com as modificações propostas e sem violações trata uma vazão 21,86% menor que a do caso análogo da rede original de máximo reúso.

#### 4.4 Avaliação Econômica

Os resultados encontrados ao se aplicar a metodologia apresentada no capítulo anterior para a avaliação econômica podem ser visualizados a seguir.

Para os casos baseados na dissertação de Marques (2008), considerou-se como vazão de água primária captada tanto aquela proveniente da fonte a 0 ppm quanto a da fonte a 4,2 ppm. Na rede de reúso e regeneração, considerou-se a vazão de 595,81 t/h que é regenerada internamente como vazão de efluente tratado, além daquela que sai no final da rede, sem reutilização.

Nos dois estudos de caso, para as situações em que se tem uma vazão de efluente gerado maior que a vazão de água captada, não se considera o termo de custo de consumo de água da relação de Mirre *et al.* (2015), pois, ao se obter um valor negativo para este, poder-se-ia mascarar o efeito da soma do efluente, o que seria contra produtivo para este estudo.

Na Tabela 4.4-1 e na Tabela 4.4-2 se pode visualizar os valores de CAPEX, OPEX e custos de fornecimento de água, por concessionária e por captação de rio seguida de tratamento, para cada rede gerada. Percebe-se que os valores de água adquirida da concessionária são muito superiores àqueles de água proveniente de rio e passada por tratamento para se adequar à qualidade exigida dos processos. Tal constatação explica o fato de as grandes empresas não usarem água de concessionária, pois para elas, a água ainda é um recurso de custo relativamente baixo, se estiverem instaladas nas proximidades de um corpo hídrico (fonte de abastecimento).

A rede que apresentou menores custos totais, no estudo de caso representativo de uma indústria de celulose, foi a de regeneração e reúso com a junção das correntes efluentes da operação 1. Enquanto que no estudo baseado no artigo de Francisco *et al.* (2018), verificou-se que o menor valor encontrado foi para o DFE aplicado à rede original de DFA com máximo reúso e a proposição de 2 by-pass na rede.

Nos gráficos apresentados na Figura 4.4-1 e na Figura 4.4-2 percebe-se nitidamente a diferença entre os custos totais em relação aos meios de fornecimento de água. A vazão de água captada fornece grande influência nos mesmos, não possibilitando uma observação clara das diferenças entre tratamento centralizado e distribuído de cada caso no gráfico.

Os custos com tratamentos biológicos são significativamente menores que os custos com a técnica de troca iônica, o que era de se esperar de acordo com a revisão bibliográfica.



Tabela 4.4-1 - Resultados da avaliação econômica para o estudo de caso 1

Processo de origem do estudo de caso 1	Vazão de água primária captada (t/h)	Vazão de efluente tratada (t/h)	Vazão de efluente gerada no final do processo (t/h)	Custo operacional (\$/ano)	Custo de capital (\$/ano)	Custo com fornecimento de água captada de rio e tratada (\$/ano)	Custo com fornecimento de água de concessionária (\$/ano)	Custo total com água comprada de concessionária (\$/ano)	Custo total com água de rio tratada (\$/ano)
Máximo reúso - Centralizado	1406,49	339,96	1400,3	1.198.698,96	3.011.938,92	8.954.096,40	33.868.279,20	38.078.917,08	13.164.734,28
Máximo reúso - Distribuído	1406,49	324,73	1400,3	1.144.997,98	2.916.838,44	8.954.096,40	33.868.279,20	37.930.115,62	13.015.932,82
Máx. reúso com junção de correntes	1406,49	316,81	1400,3	1.117.072,06	2.866.856,16	8.954.096,40	33.868.279,20	37.852.207,42	12.938.024,62
Reúso e regeneração fixa - Centralizado	795,32	895,74	802,27	3.158.379,24	5.934.362,40	5.057.830,28	19.151.305,60	28.244.047,24	14.150.571,92
Reúso e regeneração fixa - Distribuído	795,32	888,86	802,27	3.134.120,36	5.902.419,06	5.057.830,28	19.151.305,60	28.187.845,02	14.094.369,70
Reúso e reg. fixa com junção de correntes - Centralizado	795,32	303,99	802,27	1.071.868,74	2.785.147,46	5.057.830,28	19.151.305,60	23.008.321,80	8.914.846,48
Reúso e reg. fixa com junção de correntes - Distribuído	795,32	294,45	802,27	1.038.230,70	2.723.671,82	5.057.830,28	19.151.305,60	22.913.208,12	8.819.732,80

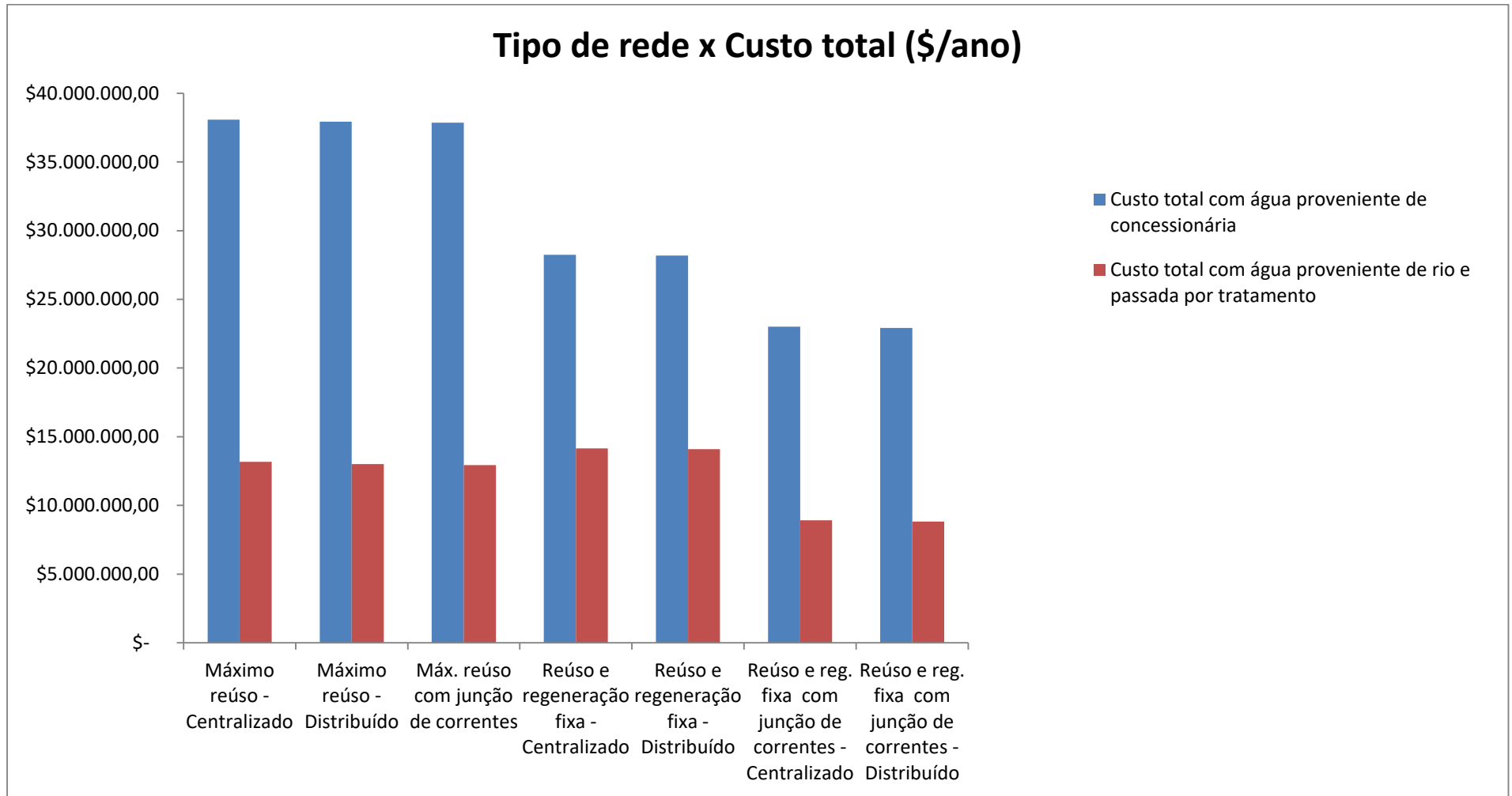


Figura 4.4-1 - Gráfico comparativo entre custos de fornecimento totais com água comprada de concessionária e captada de rio com posterior tratamento para o estudo de caso 1

Tabela 4.4-2 - Resultados da avaliação econômica para o estudo de caso 2

Processo de origem do estudo de caso 2 - sem violações	Tipo de tratamento	Vazão de água primária captada (t/h)	Vazão de efluente tratada (t/h)	Vazão de efluente gerada no final do processo (t/h)	Custo operacional (\$/ano)	Custo de capital (\$/ano)	Custo com fornecimento de água captada de rio e tratada (\$/ano)	Custo com fornecimento de água de concessionária (\$/ano)	Custo total com água comprada de concessionária (\$/ano)	Custo total com água de rio tratada (\$/ano)
Máx. Reúso - Centralizado	Biológico (AGS + lagoa aerada)	570	1607,78	709	92.640,28	289.734,68	3.627.480,00	13.725.600,00	14.107.974,96	4.009.854,96
Máx. Reúso - Distribuído		570	1495,3	709	86.159,19	275.392,22	3.627.480,00	13.725.600,00	14.087.151,41	3.989.031,41
Máx. Reúso com 2 by-pass - Distribuído		570	1368,31	709	78.842,02	258.804,00	3.627.480,00	13.725.600,00	14.063.246,03	3.965.126,03
Rede modificada - Centralizado		857,55	299,93	857,55	17.281,97	89.444,94	5.457.448,20	20.649.804,00	20.756.530,91	5.564.175,11
Rede modificada - Distribuído		857,55	293,05	857,55	16.885,54	88.003,72	5.457.448,20	20.649.804,00	20.754.693,26	5.562.337,46
Rede modificada com 2 by-pass - Distribuído		857,55	303,99	857,55	17.515,90	90.290,77	5.457.448,20	20.649.804,00	20.757.610,67	5.565.254,87

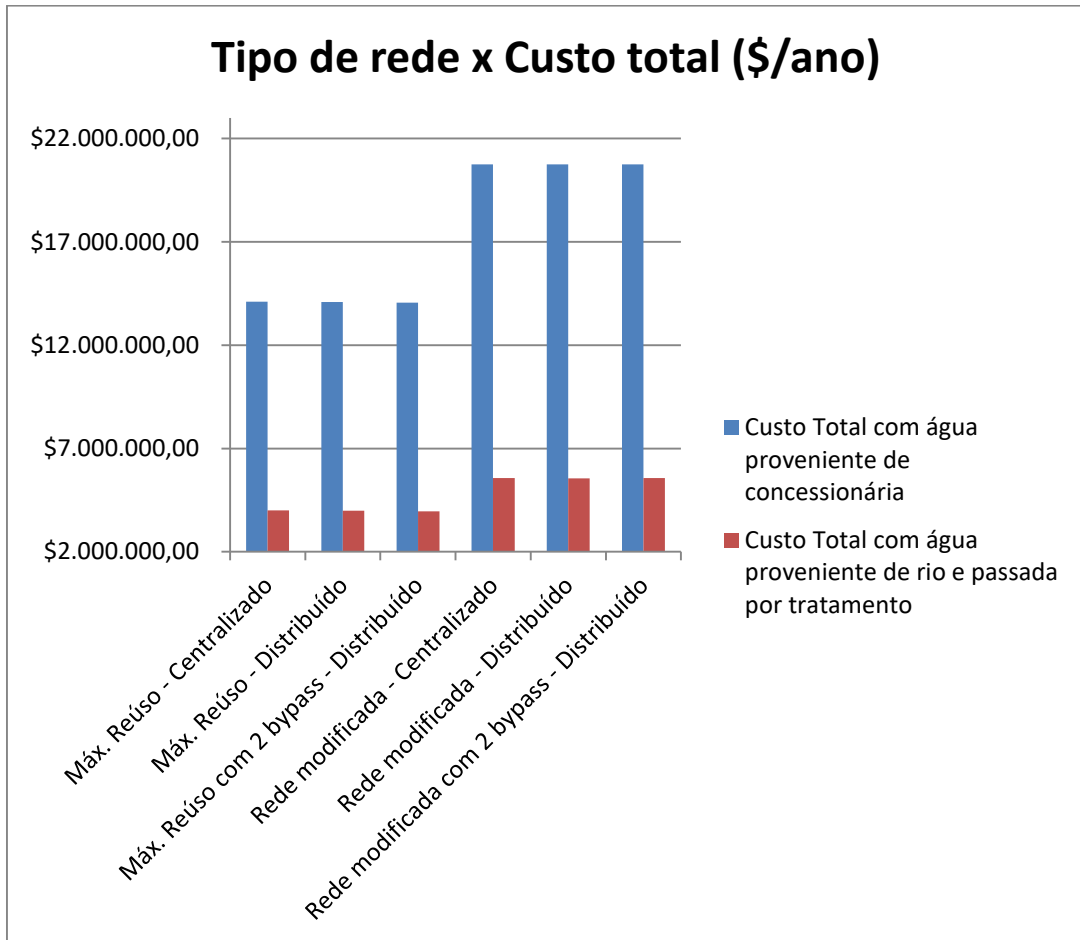


Figura 4.4-2 - Gráfico comparativo entre custos de fornecimento totais com água comprada de concessionária e captada de rio com posterior tratamento para o estudo de caso 2

## 4.5 Valoração Ambiental

Aplicou-se a proposição de Audeh *et al.* (2015) como forma de se tentar avaliar os impactos dos efluentes gerados pelos dois estudos de caso, de acordo com cada rede.

Segundo este estudo de valoração ambiental, deve-se atribuir um valor de potencial P que indica se o efluente tem potencial poluidor ou não. Porém, é dito que são admitidos valores negativos para o Potencial Poluente do Cenário (PPC), sendo que quanto mais negativo este for, menor seriam os danos causados ao corpo hídrico que recebe tal efluente. Logo, por não ter ficado claro se, quando uma concentração de contaminante estiver abaixo do padrão exigido de descarte, seria estar fora do padrão legislado, o que levaria a se obter valores negativos para o PPC, ou não, o que faria com que se atribua a todos estes efluentes que saem com concentração de contaminantes igual ou inferior a concentração de descarte exigida pela legislação, um potencial igual a 0, optou-se por fazer ambas as análises.

Como no estudo de Audeh (2015) analisou-se efluentes de uma refinaria de petróleo, apenas considerou-se como possíveis danos ao ambiente aquático a eutrofização e a acidificação. Tendo-se apenas duas categorias de impactos abrangendo o modelo, não se pode afirmar que um efluente da indústria de papel e celulose com concentração abaixo do limite de descarte, de DQO, por exemplo, não vai causar impactos negativos no corpo hídrico, pois pode ser que o prejudique de outras formas senão as consideradas pelo modelo.

Considerou-se que o  $\text{Cl}^-$  causa acidificação, visto que na presença de água pode induzir a formação e liberação de íons  $\text{H}^+$ , e que a DQO e os Sólidos Suspensos causam eutrofização, já que com o aumento da DQO se tem um grande aporte de matéria orgânica e que os SS impedem a penetração da luz solar, ao se depositarem na superfície, afetando o mecanismo fotossintético nas regiões inferiores. Na verdade, o cloreto influencia mais na salinidade, enquanto os sólidos suspensos afetam a condutividade elétrica da água, devido à turbidez. Entretanto, de forma a poder utilizar-se do modelo, assumiu-se as condições supracitadas e se fez apenas uma tendência de impacto, de forma a se poder assumir um potencial  $P=1$  e se fazer comparações entre os dados obtidos.

Abaixo, pode-se analisar os resultados alcançados ao se fazer duas considerações distintas: (i) concentração de contaminantes abaixo da exigida pela legislação é considerada dentro do padrão, logo  $P=0$ ; (ii) concentração de contaminantes inferior àquela demandada pela legislação pode ainda ter potencial poluidor não relacionado às categorias de impacto

englobadas no modelo e, conseqüentemente,  $P \neq 0$  (mais especificamente, como se considerou que cada contaminante só influencia em uma categoria de impacto,  $P=1$ ).

A vazão de saída ( $V_s$ ) é considerada como a soma da vazão de todos os efluentes, enquanto que a concentração ( $C_c$ ) é dada pelo balanço de massa envolvendo vazão e concentração de contaminante em cada efluente, posterior a tratamentos, obtendo-se, portanto, um único efluente com vazão  $V_s$  e concentração  $C_c$ .

Reforça-se que a valoração ambiental não leva em conta o fator mais importante do DFE, ou seja, a redução da vazão de efluente que deve passar por tratamento, com conseqüente redução no custo total, logo, estas análises devem ser realizadas em conjunto, uma vez que, pela ótica desta ferramenta, um tratamento centralizado levaria ao mesmo efluente final que no tratamento distribuído e, logo, o impacto seria o mesmo; no entanto, constata-se que o último tem a tendência de ser mais vantajoso, pelo fato de proporcionar uma redução na vazão de efluente tratado em comparação com o primeiro.

Tabela 4.5-1 - Valoração ambiental para o estudo de caso 1 considerando-se como dentro do padrão concentrações abaixo do limite de descarte

Tipo de rede	Contaminante	Vc (t/h)	Vs (t/h)	Cc (ppm)	Pc (ppm)	R	N	P	C.I.	PPC
<b>Original sem DFE</b>	Cloreto	1406,49	1400,3	307,91	250	0,232	1	1	1	0,231
Máximo reúso - Centralizado		1406,49	1400,3	203,88	250	-0,184	1	0	0	0,00
Máximo reúso - Distribuído		1406,49	1400,3	203,88	250	-0,184	1	0	0	0,00
Máx. reúso com junção de correntes		1406,49	1400,3	205,28	250	-0,179	1	0	0	0,00
Reúso e regeneração fixa - Centralizado		795,32	802,27	176,02	250	-0,296	1	0	0	0,00
Reúso e regeneração fixa - Distribuído		795,32	802,27	176,02	250	-0,296	1	0	0	0,00
Reúso e reg. fixa com junção de correntes - Centralizado		795,32	802,27	178,44	250	-0,286	1	0	0	0,00
Reúso e reg. fixa com junção de correntes - Distribuído		795,32	802,27	178,44	250	-0,286	1	0	0	0,00

Tabela 4.5-2 - Valoração ambiental para o estudo de caso 1 considerando-se como fora do padrão concentrações abaixo do limite de descarte

Tipo de rede	Contaminante	Vc (t/h)	Vs (t/h)	Cc (ppm)	Pc (ppm)	R	N	P	C.I.	PPC
Original sem DFE	Cloreto	1406,49	1400,3	307,91	250	0,232	1	1	1	0,231
Máximo reúso - Centralizado		1406,49	1400,3	203,88	250	-0,184	1	1	1	-0,184
Máximo reúso - Distribuído		1406,49	1400,3	203,88	250	-0,184	1	1	1	-0,184
Máx. reúso com junção de correntes		1406,49	1400,3	205,28	250	-0,179	1	1	1	-0,178
Reúso e regeneração fixa - Centralizado		795,32	802,27	176,02	250	-0,296	1	1	1	-0,299
Reúso e regeneração fixa - Distribuído		795,32	802,27	176,02	250	-0,296	1	1	1	-0,299
Reúso e reg. fixa com junção de correntes - Centralizado		795,32	802,27	178,44	250	-0,286	1	1	1	-0,289
Reúso e reg. fixa com junção de correntes - Distribuído		795,32	802,27	178,44	250	-0,286	1	1	1	-0,289



Tabela 4.5-3 - Valoração ambiental para o estudo de caso 2 considerando-se como dentro do padrão concentrações abaixo do limite de descarte

Tipo de rede sem a presença de violações	Contaminantes	Vc (t/h)	Vs (t/h)	Cc (ppm)	Pc (ppm)	R	N	P	C.I.	PPC	Média do PPC
Rede original sem DFE	SS	570	709	199,70	40	3,9925	2	1	2	9,932	7,310
	DQO			576,87	200	1,88435	2	1	2	4,688	
Máx. Reúso - Centralizado	SS	570	709	1,18	40	-0,9705	2	0	0	0,000	0,000
	DQO			80	200	-0,6	2	0	0	0,000	
Máx. Reúso - Distribuído	SS	570	709	23,17	40	-0,42075	2	0	0	0,000	0,000
	DQO			164,63	200	-0,17685	2	0	0	0,000	
Máx. Reúso com 2 by-pass - Distribuído	SS	570	709	40	40	0	2	0	0	0,000	0,000
	DQO			193,94	200	-0,0303	2	0	0	0,000	
Rede modificada - Centralizado	SS	857,55	857,55	1,54	40	-0,9615	2	0	0	0,000	0,000
	DQO			80	200	-0,6	2	0	0	0,000	
Rede modificada - Distribuído	SS	857,55	857,55	22,22	40	-0,4445	2	0	0	0,000	0,000
	DQO			94,26	200	-0,5287	2	0	0	0,000	
Rede modificada com 2 by-pass - Distribuído	SS	857,55	857,55	40	40	0	2	0	0	0,000	0,000
	DQO			125,23	200	-0,37385	2	0	0	0,000	
Rede modificada sem DFE	SS	857,55	857,55	508,81	40	11,72025	2	1	2	23,441	15,423
	DQO			940,6	200	3,703	2	1	2	7,406	

Tabela 4.5-4 - Valoração ambiental para o estudo de caso 2 considerando-se como fora do padrão concentrações abaixo do limite de descarte

Tipo de rede sem presença de violações	Contaminantes	Vc (t/h)	Vs (t/h)	Cc (ppm)	Pc (ppm)	R	N	P	C.I.	PPC	Média do PPC
Rede original sem DFE	SS	570	709	199,7	40	3,9925	2	1	2	9,932	7,310
	DQO			576,87	200	1,88435	2	1	2	4,688	
Máx. Reúso - Centralizado	SS	570	709	1,18	40	-0,9705	2	1	2	-2,414	-1,953
	DQO			80	200	-0,6	2	1	2	-1,493	
Máx. Reúso - Distribuído	SS	570	709	23,17	40	-0,42075	2	1	2	-1,047	-0,743
	DQO			164,63	200	-0,17685	2	1	2	-0,440	
Máx. Reúso com 2 by-pass - Distribuído	SS	570	709	40	40	0	2	1	2	0,000	-0,038
	DQO			193,94	200	-0,0303	2	1	2	-0,075	
Rede modificada - Centralizado	SS	857,55	857,55	1,54	40	-0,9615	2	1	2	-1,923	-1,562
	DQO			80	200	-0,6	2	1	2	-1,200	
Rede modificada - Distribuído	SS	857,55	857,55	22,22	40	-0,4445	2	1	2	-0,889	-0,973
	DQO			94,26	200	-0,5287	2	1	2	-1,057	
Rede modificada com 2 by-pass - Distribuído	SS	857,55	857,55	40	40	0	2	1	2	0,000	-0,374
	DQO			125,23	200	-0,37385	2	1	2	-0,748	
Rede modificada sem DFE	SS	857,55	857,55	508,81	40	11,72025	2	1	2	23,441	15,423
	DQO			940,6	200	3,703	2	1	2	7,406	

Tabela 4.5-5 - Valoração ambiental para o estudo de caso 2 das redes com a presença de violações

Tipo de rede com presença de violações	Contaminantes	Vc (t/h)	Vs (t/h)	Cc (ppm)	Pc (ppm)	R	N	P	C.I.	PPC	Média do PPC
Rede original sem DFE	SS	570	709	199,7	40	3,9925	2	1	2	9,932	7,31
	DQO			576,87	200	1,88435	2	1	2	4,688	
Rede modificada sem DFE	SS	857,55	857,55	508,81	40	11,72025	2	1	2	23,441	15,42
	DQO			940,6	200	3,703	2	1	2	7,406	
Máx. Reúso - Centralizado	SS	570	709	59,09	40	0,47725	2	1	2	1,187	0,59
	DQO			200	200	0	2	1	2	0,000	
Máx. Reúso - Distribuído	SS	570	709	43,48	40	0,087	2	1	2	0,216	0,11
	DQO			200	200	0	2	1	2	0,000	
Rede modificada - Centralizado	SS	857,55	857,55	77,02	40	0,9255	2	1	2	1,851	0,93
	DQO			200	200	0	2	1	2	0,000	
Rede modificada - Distribuído	SS	857,55	857,55	82,9	40	1,0725	2	1	2	2,145	1,07
	DQO			200	200	0	2	1	2	0,000	

Nota-se, pela Tabela 4.5-1 e pela Tabela 4.5-3, que ao se considerar o potencial  $P=0$  para os efluentes com concentrações abaixo daquela exigida pela legislação, pode-se apenas efetuar uma comparação entre a rede original, sem DFE, e aquelas obtidas com a aplicação do DFE, percebendo-se que o potencial poluidor do cenário da rede apenas com o DFA é maior do que o das redes com DFA e DFE juntos.

No estudo de caso 1, na Tabela 4.5-2, relativa a  $P=1$ , nota-se que as redes de reúso e regeneração provocam menos impacto do que as de máximo reúso, devido a menor vazão de efluentes gerada com menor concentração. Ao se fazer ainda uma comparação entre as próprias redes de reúso e regeneração, visualiza-se uma diferença relativamente pequena entre o PPC causado pela rede original e pela rede onde se considerou a junção de correntes. Como o PPC não leva em conta a vazão de efluente que foi tratada, ao se analisar estas redes junto com o custo total, infere-se que a rede de reúso e regeneração com junção de correntes seria a mais adequada visto que apresenta um custo total relativamente mais baixo, devido a menor vazão de efluente que deve ser tratada na mesma.

No estudo de caso 2, percebe-se que o impacto da rede modificada, sem DFE, é maior do que o da rede sem modificações, porém cabe lembrar que a rede original, apenas com DFA, já contém internamente uma unidade de tratamento, o que faz com que as concentrações de contaminantes sejam menores no efluente final, mas, em contrapartida, tem custos mais elevados devido a maior vazão tratada. Se apenas o CAPEX e o OPEX fossem considerados, a rede modificada apresentaria um custo total por ano bem menor que a original; contudo, devido ao custo de captação de água representar uma parcela altamente considerável do custo total, como a rede modificada capta mais água, esta se torna desvantajosa em relação à original.

Considerando o estudo de caso baseado em Francisco *et al.* (2018), percebe-se que para a situação em que se adota  $P=1$ , nas redes sem a presença de violações, Tabela 4.5-4, os valores de PPC não são muito coerentes, pois refletem basicamente a concentração final em contaminantes dos efluentes. Todavia, quando se implementa um novo tratamento com a finalidade de se eliminar possíveis violações na rede, mais efluente vai passar por tratamento, sobretudo para a disposição centralizada, o que reflete em menor concentração de contaminantes, mas também em aumento nos custos, se comparado à organização distribuída. Com a análise econômica supracitada, pode-se perceber que o incremento do segundo by-pass diminui os custos e o efluente continua sendo liberado com uma qualidade adequada, mas, por

meio desta análise de valoração ambiental, não seria possível notar tal fato. Assim, optou-se por fazer essa mesma análise, com  $P=1$ , nas redes com a presença de violações, Tabela 4.5-5, de forma a identificar de maneira mais condizente com a realidade a influência das redes, visto que um dos contaminantes já vai se encontrar na qualidade adequada e o outro vai ter um valor bem próximo. Analisando-se a Tabela 4.5-5, torna-se perceptível a diferença de PPC pós aplicação do DFE e, entre as redes que passaram pela metodologia, nota-se que de máximo reúso distribuído foi a que apresentou o menor potencial poluidor. Não se incluiu neste passo as redes com 2 by-pass devido ao fato de não haver a presença de violações com esta organização. Logo seu potencial poluidor seria nulo. Em uma análise conjunta com a avaliação econômica, percebe-se que a opção de máximo reúso realmente é a melhor alternativa para o estudo de caso 2, não obstante, ao se levar em conta a vazão que passa por tratamento e seu custo associado, a opção de máximo reúso com 2 by-pass seria a escolha adequada para se implementar.

## 5 Capítulo 5 - Conclusão e Sugestões

### 5.1 Conclusão

Água, assim como oxigênio, é sinônimo de vida. Entretanto, a abundância de oxigênio no ar que respiramos não se reproduz da mesma maneira no que diz respeito a água, um bem finito. Preservá-la em todas as suas formas é preservar a própria existência, é se prevenir contra a seca e a penúria, é evitar conflitos em nome da mesma, é ter meios para se contornar futuras crises de abastecimento.

Na atual conjuntura de necessidade de preservação de recursos hídricos, cada vez mais presente e notória mundo afora, restrições de uso da água e consequente aumento dos custos, assim como maior pressão social e regulatória, principalmente no setor industrial, vêm sendo reforçadas. Neste contexto, metodologias que busquem a conservação dos recursos naturais sem deixar a competitividade exigida pelo mercado de lado, se fazem progressivamente imprescindíveis.

Neste âmbito, o presente trabalho aplicou o método algoritmo Diagrama de Fontes de Efluentes (DELGADO *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.* 2015) a estudos de casos onde o Diagrama de Fontes de Água (GOMES, 2002) já havia sido aplicado, no intuito de demonstrar as vantagens de se acoplar ambos os procedimentos.

Com base nos dados obtidos da literatura, foram selecionadas técnicas de tratamento com as respectivas eficiências de remoção dos contaminantes relacionados, de forma a proceder-se a aplicação do DFE, e de análises econômicas e de valoração ambiental associadas, em diferentes redes, com um e dois contaminantes, englobando-se casos de DFA para máximo reúso e reúso e regeneração fixa.

Para cada rede, foram realizados balanços de massa de forma a verificar-se a presença ou não de violações de concentração, eliminando-as caso estivessem presentes, através da incorporação de uma nova unidade de tratamento. Como um passo adicional do DFE, propôs-se um segundo by-pass nos fluxogramas de eliminação de violações, por meio do método de tentativa e erro seguido de regressão linear, de modo a se reduzir as vazões tratadas na segunda unidade. Os resultados demonstraram uma redução máxima de 14,80% (obtida na rede modificada do estudo de caso 2) na vazão que passa por tratamento, em uma organização distribuída, quando se compara uma rede com dois by-pass com a rede tradicional, que contém apenas 1 by-pass. Demonstrou-se, ainda, o benefício do tratamento distribuído de efluentes em detrimento do centralizado, obtendo-se um máximo de redução de

vazão tratada de aproximadamente 35,20% (no estudo de caso 2, ao se inserir um segundo by-pass no DFE que foi aplicado na rede de DFA para máximo reúso).

Na avaliação econômica pôde-se notar a influência do preço da água no custo total anual das redes, representando a maior parte dos mesmos. Foi feita uma comparação entre o custo da água adquirida de concessionária, utilizando-se valores reais e atuais fornecidos pela CEDAE, e o custo da água proveniente de um corpo hídrico e passada por tratamento até a qualidade de potável, como forma de se obter o maior custo agregado e assim, realizar-se uma análise conservadora. Nos dois estudos de caso, a água, se comprada de concessionária, geraria um custo exorbitantemente maior para a indústria, o que justifica o fato da maioria das grandes indústrias ainda se estabelecerem perto de rios.

No estudo de caso 1, extraído de Marques (2008), representativo de uma indústria de celulose, a rede de DFE com o menor custo total associado foi a de tratamento distribuído da situação de reúso e regeneração fixa a 6,2 ppm com a proposta de união dos efluentes da operação 1, considerando a perda de água como reutilizável, como forma de fazer um paralelo com a rede de DFA para máximo reúso, na qual os efluentes desta operação não foram considerados separadamente. Tal rede apresentou uma menor vazão de captação de água, assim como de geração de efluentes, o que determinou sua vantagem econômica, ao fazer com que esta apresentasse não só os menores custos de CAPEX e OPEX, mas também de custo de fornecimento de água, visto que este está diretamente relacionado à vazão de água captada.

Já no segundo estudo de caso, baseado no artigo de Francisco *et al.* (2018), simbolizando uma fábrica de produção de papel, nota-se uma situação singular: o custo de fornecimento de água é quem define as redes com menor custo total. Considerando apenas o CAPEX e o OPEX, a rede modificada, na qual se sugeriu a exclusão do tratamento interno, apresenta custos bem menores. Entretanto, levando-se em conta o custo com a água fornecida, é a rede original, obtida do DFE aplicado ao DFA para máximo reúso, que apresenta os menores valores totais, visto que a vazão de água captada pela mesma é inferior àquela captada pela rede modificada. Logo, como o que se quer analisar são os custos totais que se deve desprender para a implementação de uma rede, o sistema que apresenta o menor custo agregado é o DFE com tratamento distribuído de efluentes, com a aplicação da sugestão de dois by-pass, executado na rede original de DFA para máximo reúso.

Por fim, analisou-se a tendência de potencial poluente dos efluentes de descarte de cada rede, utilizando a proposta de valoração ambiental de Audeh *et al.* (2015). Algumas simplificações tiveram que ser efetuadas, devido ao fato de o modelo base considerar apenas

duas categorias de impacto, as quais não são representativas dos efluentes de outras indústrias senão a do petróleo, para a qual foi desenvolvido, sendo essas baseadas na dissipação da qualidade do corpo hídrico decorrente dos processos de acidificação e de eutrofização.

Assumindo-se um potencial  $P=1$ , obteve-se para o estudo de caso 1, valores de PPC próximos para as situações na qual o DFE foi aplicado nas redes de DFA para reúso e regeneração fixa, original e modificada. Valendo-se então dos resultados obtidos no DFE, na avaliação econômica e na valoração ambiental como suporte para a tomada de decisão, pode-se inferir que a rede que traria mais benefícios para implementação seria a de regeneração e reúso, com a modificação proposta de se unir os efluentes da operação 1.

De forma análoga, no estudo de caso 2, assumindo-se um potencial  $P=1$  para as redes com a presença de violação na concentração de um dos contaminantes, de forma a comparar valores de PPC mais coerentes, verificou-se que a rede que apresenta o menor potencial poluidor é aquela sobre a qual se aplicou o DFE em uma rede de DFA para máximo reúso e com tratamento distribuído de efluentes. Este resultado corrobora aquele obtido na avaliação econômica, porém deve-se acrescentar ao mesmo o fato que, com o auxílio do DFE e dos custos totais obtidos, a rede mais vantajosa a ser implementada seria esta última acrescida do segundo by-pass, artifício que possibilitou a diminuição da vazão tratada e, conseqüentemente, dos custos associados.

Este trabalho buscou contribuir para o desenvolvimento da ferramenta DFE e para provar a relação de benefício mútuo existente quando se aplica o DFE conjuntamente ao DFA, visto que quando se modifica a rede original proposta inicialmente pelo DFA (como foi feito no estudo de caso 2), aumentando-se assim a vazão de água captada, não se obtém o melhor resultado final, e que apenas o DFA sozinho também não apresenta vantagem competitiva para ser implementado. Adicionalmente, este estudo incorporou a aplicação de um modelo de atribuição de valor de impacto ambiental como apoio na tomada de decisões relativas à escolha da melhor rede.

## 5.2 Sugestões

Baseando-se em necessidades e dificuldades que surgiram no decorrer da elaboração do presente estudo, algumas sugestões são propostas para trabalhos futuros, conforme enumeradas a seguir:

- i) Estender o procedimento sugerido para a incorporação de um novo by-pass a cada unidade de tratamento adicional anexada a uma rede de DFE para



eliminar violações, de forma a se alcançar reduções ainda maiores na vazão de efluente tratada, ao se utilizar este método algoritmo;

- ii) Aplicar as propostas levantadas a novos estudos de caso, preferencialmente com mais contaminantes presentes, aspirando a se aproximar da complexidade real dos efluentes de uma indústria de papel e celulose;
- iii) Testar os mesmos estudos de caso com a utilização de diferentes técnicas de tratamento nos diagramas de fontes de efluentes, como meio de se comparar os custos totais associados;
- iv) Refazer o DFE do estudo de caso 2, ao se encontrar na literatura informações sobre CAPEX e OPEX para a técnica de granulação aeróbia, de forma a se obter resultados mais precisos na avaliação econômica;
- v) Aperfeiçoar os critérios do modelo de valoração ambiental utilizado, visando-se à inclusão de novas categorias de impacto com o intuito de possibilitar uma análise mais representativa para efluentes de outros setores industriais.

## Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: Relatório pleno.** Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf>>. Acesso em: 26 de Novembro de 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama das Águas.** Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>> . Acesso em: 26 de Novembro de 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Situação da água no mundo.** Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/agua-no-mundo>>. Acesso em: 26 de Novembro de 2018.

AMARAL, K.J. **Uso de água em indústria de papel e celulose sob a ótica da gestão de recursos hídricos.** 2008. 196 p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ANDRADE, A.A. **Redução do Consumo de Água na Etapa de Branqueamento da Celulose Via Reutilização de Efluentes Industriais.** 2006. 140 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade de Campinas, São Paulo.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL (BRACELPA). **Relatório de Sustentabilidade,** 2010. 46p. Disponível em:<<http://www.sinpesc.com.br/images/publicacoes/02sustentabilidade.pdf>>. Acesso em: 30 de Novembro de 2018.

AUDEH, D.J.S.A., **Aplicação de modelo para o gerenciamento do uso racional de água em processos químicos**. 2015. 251p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

AUDEH, D.J.S.A., SANTOS, M.S., MIRRE, R.C., PESSOA, F.L.P. Proposta de valoração de impacto do reúso de efluentes industriais a partir da integração de processos químicos. In: **8º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás**, Curitiba, p. 1-9, 2015.

AZEVEDO, C.A.L. *et al.* **Reutilização de efluentes líquidos de uma refinaria de petróleo**. 1999. Trabalho de conclusão de Curso de Pós-Graduação em Controle da Poluição Ambiental, FAAP/CENAP, São José dos Campos.

BRASIL. **Resolução Conama, 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.

BRASIL. **Resolução Conama, nº. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre 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.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (BNDES). **Panoramas setoriais 2030: Papel e Celulose, 2017**. 13p. Disponível em: <[https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/14241/2/Panoramas%20Setoriais%202030%20-%20Papel%20e%20celulose\\_P.pdf](https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/14241/2/Panoramas%20Setoriais%202030%20-%20Papel%20e%20celulose_P.pdf)>. Acesso em: 20 de Novembro de 2018.

BAYR, S., KAPARAJU, P., RINTALA, J., Screening pretreatment methods to enhance thermophilic anaerobic digestion of pulp and paper mill wastewater treatment secondary sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 479–486, 2013.

BHOJWANI, S.; TOPOLSKI, K.; MUKHERJEE, R; SENGUPTA, D.; EL-HAWAGI, M. M.; Technology review and data analysis for cost assessment of water treatment systems. **Science of the Total Environment**, v.651, p. 2759-2761, 2019.

BUYUKKAMACI, N., KOKEN, E., 2010. Economic evaluation of alternative wastewater treatment plant options for pulp and paper industry. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 6070-6078, 2010.

CAMMAROTA, M.C. Notas de aula EQB-485: Engenharia do Meio Ambiente. Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2017.

CIPUTRA, S., ANTONY, A., PHILLIPS, R., RICHARDSON, D., LESLIE, G., Comparison of treatment options for removal of recalcitrant dissolved organic matter from paper mill effluent. **Chemosphere**, v. 81, p. 86–91, 2010.

COMPANHIA ESTADUAL DE ÁGUAS E ESGOTO DO RIO DE JANEIRO (CEDAE). **Estrutura tarifária 2018**. Disponível em: < <http://www.cedae.com.br/tarifas>>. Acesso em: 15 de Janeiro de 2018.

COLODETTE, J.L. *et al.* **Apostila do Curso Tecnologia de Fabricação de Celulose e seus Impactos Ambientais** – Fundamentos e Tendências. Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Celulose e Papel, Viçosa, 2002.

DEL GRANDE, M.H. **Racionalização do uso de água na indústria de celulose: o caso Bahia Pulp**. 2004. 157 p. Dissertação (Mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Bahia.

DELGADO, B.E.P.C. **Síntese de sistemas de regeneração e tratamento final de efluentes**. Rio de Janeiro, 2008. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.

DELGADO, B.E.P.C., QUEIROZ, E.M., PESSOA, F.L.P. Distributed wastewater treatment synthesis using the aqueous effluent diagram. In: **10th International Symposium on Process Systems Engineering (PSE09)**, Salvador, p. 1-6, 2009.

INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL (IPPC). **Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry**. Disponível em: <[http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/PP\\_revised\\_BREF\\_2015.pdf](http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/PP_revised_BREF_2015.pdf)>. Acesso em: 10 de Dezembro de 2018.

FRANCISCO, F.S., MIRRE, R.C., CALIXTO, E.E.S, PESSOA, F.L.P., QUEIROZ, E.M. Management of water consumption in pulp and paper industry – a case study using water sources diagram. **Chemical Engineering Transactions**, v.39, p. 1255-1260, 2014.

FRANCISCO, F.S., MIRRE, R.C., CALIXTO, E.E.S, PESSOA, F.L.P., QUEIROZ, E.M. Water sources diagram method in systems with multiple contaminants in fixed flowrate and fixed load processes. **Journal of Cleaner Production**, v.172, p. 3186-3200, 2018.

GOMES, J.F.S., QUEIROZ, E.M., PESSOA, F.L.P. Design procedure for water/wastewater minimization: single contaminant. **Journal of Cleaner Production**, v.15, n.5, p. 474-485, 2007.

HAILEI, W., GUANGLI, Y., GUOSHENG, L., FENG, P., A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. **Biochemical Engineering Journal**, v. 28, p. 99–103, 2006.

HERNEY-RAMIREZ, J., SILVA, A.M.T., VICENTE, M.A., COSTA, C.A., MADEIRA, L.M., Degradation of acid orange 7 using a saponite-based catalyst in wet hydrogen peroxide oxidation: kinetic study with the Fermi's equation. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 101, p. 197–205, 2011.

HUNGARO, L.M. **Desenvolvimento de algoritmo para síntese de tratamento distribuído para efluentes líquidos**. Rio de Janeiro, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **DZ-215.R-4 - Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial**. Disponível em: <[http://www.tesalab.com.br/site/downloads/INEA\\_DZ-215.pdf](http://www.tesalab.com.br/site/downloads/INEA_DZ-215.pdf)>. Acesso em: 10 de Dezembro de 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **DZ-205.R-6 - Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária**. Disponível em: <<https://www.baktron.com.br/img/ManagerImages/DZ205%20R6.pdf>>. Acesso em: 10 de Dezembro de 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **NT-213.R-4 - Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais**. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/bmvh/mdey/~edisp/inea012973.pdf>>. Acesso em: 1º de Dezembro de 2018.

KAMALI, M.; KHODAPARAST, Z.; Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.114, n.5, p. 326-342, 2015.

KUO, W.C.J., SMITH, R. Effluent treatment system design. **Chemical Engineering Science**, v.52, p. 4273-4290, 1997.

LAGES, V.P. **Geração de cenários de tratamento distribuído de efluentes usando o diagrama de fontes de efluentes**. Rio de Janeiro, 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química), Escola de Química - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

LI, S., ZHANG, X., The study of PAFSSB on RO pre-treatment in pulp and paper wastewater. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 8, p. 4–10, 2011.

LION, P.C., SANTOS, M.S., FRANCISCO, F.S., AUDEH, D.J.S.A., MIRRE, R.C., PESSOA, F.L.P. Síntese de redes de tratamento de efluentes aplicada a um modelo de gerenciamento de reúso de água. In: **Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**, Campinas, p. 66-71, 2015.

MARQUES, S.V. **Minimização do consumo de água e da geração de efluentes aquosos: estudos de caso**. 2008. 242 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2008

MARQUES, S.V., DELGADO, B.E., PESSOA, F.L.P., QUEIROZ, E.M. Reuse of water in the pulp and paper industry using the water source diagram as tool. **Chemical Engineering Transactions**, v.13, p. 399-406, 2008.

MARSHAL AND SWIFT INDEX. Disponível em: < [https://www.freestonacad.org/wp-content/uploads/2017/01/2017-Index\\_Factors\\_Srv\\_Life\\_Prcnt\\_GD.pdf](https://www.freestonacad.org/wp-content/uploads/2017/01/2017-Index_Factors_Srv_Life_Prcnt_GD.pdf)>. Acesso em: 03 de Janeiro de 2018.

MIRRE, R. C. **Metodologia para o gerenciamento sustentável do reúso de águas e efluentes industriais por meio da integração de processos**. 2012. 686 f. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos), Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MIRRE, R. C.; YOKOYAMA, L.; PESSOA, F. L. P. **Reúso de Água em Processos Químicos: Modelo Integrado para Gerenciamento Sustentável**. 1. Ed. Curitiba: Appris, 2015, 249 p.

MIRRE, R. C.; YOKOYAMA, L.; PESSOA, F. L. P. WSD as a sustainable tool for the CP practices: water/wastewater minimization in industrial processes. In: **Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Workshop Advances in Cleaner Production**, p. 1-10, São Paulo, 2009.

MIRRE, R. C. ; YOKOYAMA, L. ; PESSOA, F. L. P. P+ÁGUA: Um Modelo para Seleção de Oportunidades Sustentáveis de Reúso de Efluentes Industriais a partir da Integração de Processos. In: **Proceedings of the 4th International Workshop Advances in Cleaner Production**, p. 1-10, São Paulo, 2013.

MIRRE, R.C., SANTOS, M.S., AUDEH, D.J.S.A., COSTA, A.L.H., PESSOA, F.L.P. Síntese de sistemas de tratamento final de efluentes industriais na seleção de cenários de reúso de água. In: **XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Brasília, p. 1-8, 2015.

MOREIRA, L.P., DELGADO, B.E.P.C., QUEIROZ, E.M., PESSOA, F.L.P. WWSD for distributed treatment of effluents. **Computer-Aided Chemical Engineering**, v. 37, p. 2471-2476, 2015.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2018**. Disponível em: <<http://www.unesco.org/new/fr/natural-sciences/environment/water/wwap/>>. Acesso em: 26 de Novembro de 2018.

PACHECO, L.C. **Síntese da rede de água e do sistema de tratamento distribuído de efluentes em refinarias**. 2014. 160 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.



PATZIGER, M., KAINZ, H., HUNZE, M., JÓZSA, J., Influence of secondary settling tank performance on suspended solids mass balance in activated sludge systems. **Water Research**, v. 46, p. 2415–2424, 2012.

PIOTTO, Zeila Chittolina. **Eco-eficiência na indústria de celulose e papel – Estudo de caso**. 2003. 357f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

PÖYRY. **A indústria de celulose e papel no brasil**. Guia ABTCP – Fornecedores e Fabricantes, 2017. Disponível em: <[http://www.guiacomprascelulosepapel.org.br/publicador/edicoes\\_impresas/11.pdf](http://www.guiacomprascelulosepapel.org.br/publicador/edicoes_impresas/11.pdf)>. Acesso em: 30 de Novembro de 2018.

RABELO, M.S.; MORGADO, A.F.; NEVES, J.M. Análise da influência e do acúmulo dos elementos não processuais (NPE's) em sistemas de branqueamento totalmente livre de cloro (TCF): estudo de caso com fechamento do circuito. In: **Anais do Congresso Anual de Celulose e Papel**, 34, p. 1-10, São Paulo, 2001.

SELL, Nancy J. **Industrial Pollution Control: Issues and Techniques**. 2<sup>nd</sup> edition. New York: Van Nostrand Reinhold, 1992.

TAVARES, D.C., **Formação de Biomassa Granular visando a remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes em altas temperaturas**. 2017. 158 p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Química) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TOCZYLOWSKA-MAMINSKA, R. Limits and perspectives of pulp and paper industry wastewater treatment – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 78, p. 764-772, 2017.

VAN DIJK, E., PRONK, M., VAN LOOSDRECHT, M., Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. **Water Research**, 2018. DOI: [10.1016/j.watres.2018.09.052](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.052). Article in press.

VASHI, H.; IORHEMEN O. T.; TAY J. H.; Aerobic granulation: A recent development on the biological treatment of pulp and paper wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, v. 9, p. 265-274, 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2005.

YILMAZ, G., LEMAIRE, R., KELLER, J., YUAN, Z., Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 100, p. 529–541, 2008.

## Apêndice

### Processos de Produção na Indústria de Papel e Celulose

O principal constituinte do papel é a celulose. O propósito do procedimento de polpação é separar os compostos não celulósicos da matéria prima realmente necessária para a produção do papel, sendo que qualquer material fibroso pode ser adequado para tal propósito, tais como bagaço de cana de açúcar, bambu ou fibras de algodão. Atualmente, a madeira cumpre essa função na grande maioria dos casos, com 90% da celulose sendo obtida a partir dela (SELL, 1992).

A madeira é formada de celulose, de outros carboidratos como o amido e açúcares, e de lignina, a qual funciona como uma cola entre as cadeias de celulose. A constituição típica de uma madeira seca, em peso, é: 45% de celulose, 21-25% de lignina, 25-35% de hemicelulose e de 2 a 8% de materiais extrativos, como fenóis, terpenos, entre outros (SELL, 1992).

#### ➤ Etapas de produção da celulose

Frisa-se que, na produção da polpa, a parcela mais importante dos custos de produção é relativa ao custo da matéria prima. A espécie de madeira empregada para a obtenção da pasta celulósica é, também, a grande responsável por diferenças na qualidade e na propriedade da mesma (MARQUES, 2008).

#### *I. Preparação da Celulose*

A madeira proveniente da floresta é estocada no pátio, onde as toras são condicionadas para que se possa dar início ao processo de polpação.

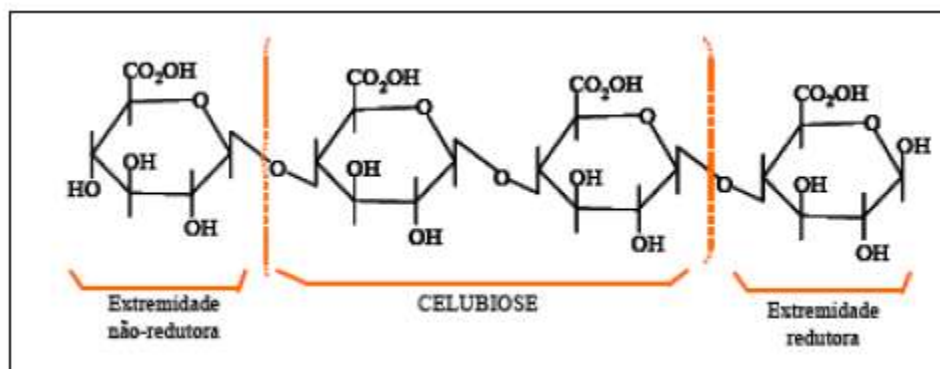


Figura A. 1 - Estrutura da celulose (MARQUES, 2008)

A celulose é um polímero de cadeia linear, insolúvel em solventes orgânicos, água, ácidos e álcalis diluídos, à temperatura ambiente. Tem uma função estrutural, conferindo à madeira uma resistência à tração (COLODETTE *et al.*, 2002).

## II. Descascamento

As cascas da madeira possuem poucas fibras úteis na produção de papel e comprometem a qualidade e as propriedades do produto final. Logo, as toras de madeira são descascadas e passam por lavagem de maneira a eliminar resquícios de cascas ou outros fragmentos.

As indústrias de celulose que efetuam o descascamento nas suas próprias instalações se deparam com um problema de alocação do grande volume de cascas originado, uma vez que a casca representa de 10 a 20% da madeira total. Devido as crises energéticas atuais, as cascas vêm sendo reaproveitadas como combustível nas caldeiras industriais de forma a gerar vapor, o qual, por sua vez, poderá ser usufruído no processo. O poder calorífico desse combustível é dependente do seu teor de umidade, o qual está estreitamente relacionado a quantidade de água manejada durante o processo de descascamento (MARQUES, 2008).

## III. Picagem

Após a lavagem, as toras são levadas pelo transportador de correia aos picadores para serem convertidas em cavacos, os quais são porções de madeira, cujo tamanho é estratégico para facilitar a penetração do licor de cozimento nas etapas seguintes (MARQUES, 2008).

#### *IV. Cozimento*

O cozimento tem como finalidade solubilizar a lignina que une as fibras de celulose na madeira. Industrialmente, tal prática é efetuada em condições elevadas de temperatura e pressão, com vista a reduzir o tempo de cozimento a níveis compatíveis com a produção e dimensões dos equipamentos, utilizando no ato uma solução de compostos de sódio (MARQUES, 2008).

A absorção uniforme do licor, o real propósito do cozimento, e o decorrente tratamento químico e térmico idêntico ocorrendo em todas fibras só é possível se os reagentes químicos forem transportados para o interior dos cavacos até o local onde se processam a reação, ou seja, até a lamela média, onde a lignina está tipicamente situada em maior concentração. Os licores alcalinos envolvidos no processo Kraft são: licor branco, licor preto e licor verde. O licor branco é a denominação do licor alcalino, contendo as concentrações adequadas dos produtos químicos envolvidos no processo, sendo eles: hidróxido de sódio, sulfeto de sódio e outros tipos de sais de sódio em pequenas quantidades. O licor preto é o licor do cozimento anterior, contendo constituintes de madeiras dissolvidos, e alguns reagentes não consumidos. Este licor, com aproximadamente 16% de sólidos, é usado como diluente para assegurar uma boa circulação da carga, sem a necessidade de introdução de uma quantidade extra de água. O licor verde é a designação do licor preto que foi submetido ao processo de recuperação até a etapa de caustificação (MARQUES, 2008).

A deslignificação ocorre quando da formação de um composto orgânico de lignina-sódio e separação das fibras de celulose. O cozimento não pode acarretar a completa remoção de lignina, visto que isto causaria um ataque do álcali à celulose e, assim, diminuição do rendimento. O grau de deslignificação é controlado pelo chamado número kappa, uma titulação na qual o permanganato de potássio requerido é proporcional ao teor de lignina residual.

No final do cozimento, o licor é extraído por meio de peneiras para um Flash e em seu lugar é injetado um licor frio mais fraco, oriundo do primeiro estágio de lavagem da polpa. A polpa é então descarregada pelo fundo do digestor a frio, o que permite a manutenção total de suas propriedades de resistência física (MARQUES, 2008).

## V. *Lavagem*

A polpa proveniente dos digestores apresenta-se impregnada com o licor preto e com pode conter pequena parcela de cavacos de madeira mal cozidos. Esse material é vertido em filtros lavadores, que lavam a massa, separando todos os solúveis das fibras de celulose. Trata-se de uma etapa de purificação das fibras e de recuperação do licor de cozimento (MARQUES, 2008).

A condição crucial da etapa de lavagem é referente a quantidade de água aplicada. Quanto mais água, mais energia será consumida para a concentração do licor negro. Por outro lado, uma lavagem insuficiente poderá resultar numa purificação precária da fibra, fazendo com que haja uma necessidade maior de produtos químicos na etapa de branqueamento. Toda a água utilizada na lavagem da polpa, ou proveniente da umidade dos cavacos ou, ainda, condensada do vapor, é incorporada ao licor preto (MARQUES, 2008).

## VI. *Depuração*

Após a etapa de lavagem, condizentemente com sua tonalidade, a polpa recebe a alcunha de polpa marrom. Ela é previamente diluída com água até atingir uma consistência de 2,2%, sendo em seguida bombeada para peneiras depuradoras centrífugas. A parte da polpa rejeitada é constituída, sobretudo, de aglomerados de fibras e pode ser reaproveitada por meio de sua reinserção no processo. Parte do filtrado (licor preto) volta ao digestor e o restante é transferido para o sistema de recuperação, onde é concentrado até um teor de sólidos de cerca de 50%, recebendo então a denominação de licor verde (MARQUES, 2008).

A lavagem e depuração deixam na massa produtos que somente o branqueamento consegue remover (MARQUES, 2008).

Existem basicamente 3 processos para a preparação da pasta celulósica, podendo estes serem químicos, semi químicos ou mecânicos. Dentro deste universo, há diversas variações surgindo constantemente.

- **Processo Mecânico:**

Neste método, forças puramente mecânicas são utilizadas para separar as fibras de madeira. As toras são prensadas a úmido, contra um rolo giratório, ação que forma uma pasta

fibrosa que alcança um rendimento de polpação de, em média, 90%. Como não proporciona uma separação completa das fibras, o papel produzido a partir desta pasta é de baixa qualidade e escurece rapidamente devido a lignina que ficou remanescente. Tende a ser usada para confecção de papelão e jornais. Ademais, outra desvantagem consiste na imensa quantidade de energia requerida para a realização do processo (PIOTTO, 2003).

- Processo semi químico:

Intermediário entre os processos mecânico e químico, apresenta rendimento também entre ambos. Os cavacos de madeira são amolecidos com sulfito alcalino diluído e, posteriormente, são prensados. A polpa resultante é mais resistente do que aquela do processo mecânico e mantém as vantagens do mesmo, tais quais: baixa geração de efluentes e custo relativamente baixo. A desvantagem reside no fato da dificuldade de penetração do licor nesta pasta (SELL, 1992).

- Processo químico:

Os métodos de polpamento que se enquadram neste grupo necessitam de pressão e aquecimento, assim como de um agente de cozimento, além de utilizarem grande quantidade de produtos químicos. Dessa forma, solubilizam a lignina e, incidentalmente, a hemicelulose, dissolvendo uma boa porção do material lúneo. O rendimento fica na faixa de 40 a 50% (SELL, 1992).

Os mais utilizados dentre estes processos são o Kraft (ou do sulfato) e o processo do sulfito, tendo o primeiro uma importância notadamente maior e sendo o mais utilizado no Brasil.

O agente de cozimento, não muito seletivo, empregado no processo do Sulfito é o bissulfito de sódio ( $\text{NaHSO}_3$ ), em pH ácido. Como ele ataca tanto a lignina quanto a celulose, a pasta resultante possui baixa resistência mecânica. Ademais, devido a necessidade de se usar um meio ácido, todos os equipamentos do processo devem ser revestidos com proteção contra a corrosão, do que decorre um alto investimento inicial neste tipo de planta (MARQUES, 2008).

A recuperação de reagentes é difícil neste processo, pois pouquíssimas plantas produtoras de sulfito conseguem recuperar os licores produzidos no curso do procedimento, os quais se tornam um problema de descarte, dado que um processo típico de sulfito produz em torno de 317kg DBO/tonelada de polpa produzida, quantidade significativa se comparada aos 18kg de DBO/tonelada de polpa produzida pelo processo Kraft. Entretanto a celulose obtida possui excelente alvura e os custos de branqueamento são menores quando comparados aos do processo Kraft (SELL, 1992).

No processo Kraft (do alemão, forte), a madeira, em forma de cavacos, é tratada em digestores, com soda cáustica (NaOH) e sulfeto de sódio (Na<sub>2</sub>S). Este processo não necessita de meio ácido, portanto os equipamentos não carecem de proteção, o que diminui o investimento necessário inicialmente. Este processo solubiliza melhor a lignina, formando uma pasta fibrosa de alta resistência, branqueável e com boas propriedades físico-mecânicas.

Uma das grandes vantagens do processo do sulfato é a possibilidade de boa recuperação de produtos químicos, a qual é formada por quatro grandes unidades: evaporação, caldeira de recuperação, caustificação e forno de cal.



Pode-se verificar na Figura A. 2 um fluxograma que resume estas etapas:

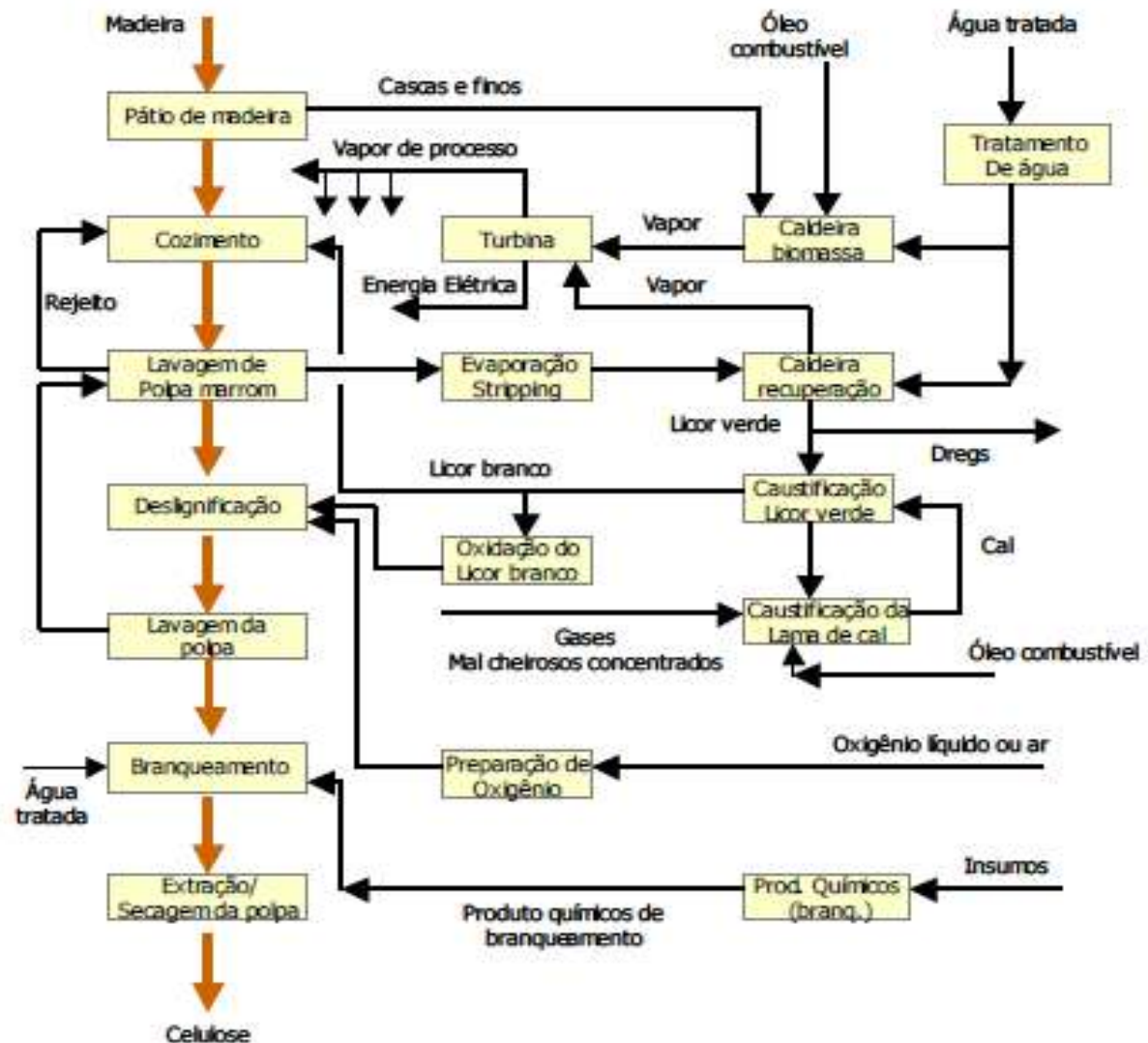
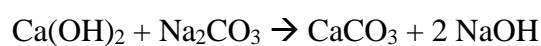
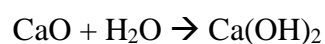


Figura A. 2 - Fluxograma geral do Processo Kraft de produção de celulose (PIOTTO, 2003)

Nota-se que o processo reutiliza seus próprios produtos em diversas etapas, como é o caso da reciclagem do licor para a obtenção de NaOH, através das seguintes reações:



## VII. Branqueamento da polpa celulósica

O processo de branqueamento tem como objetivo geral remover a coloração da pasta que deixa os digestores e limpar a polpa através da remoção de substâncias que absorvem luz, sobretudo nos processos químicos (COLODETTE *et al.*, 2002). No processo Kraft, 55% da polpa é branqueada enquanto que no processo Sulfito, 90%. Já no processo mecânico, praticamente toda a lignina presente na matéria crua ainda está presente na pasta formada e um branqueamento, nesta conjuntura, seria contra produtivo, visto que os grupos cromóforos não conseguiriam ser removidos permanentemente. É feito, assim, um “clareamento químico” na pasta mecânica, empregando hidrossulfito de sódio, peróxidos ou cloro. Porém qualquer exposição a luz ou a agentes oxidantes desfaz os resultados previamente obtidos.

Existem diversas abordagens para a realização do branqueamento atualmente. Elas vêm se desenvolvendo em busca de tecnologias mais limpas, principalmente devido a pressões socioambientais.

Técnicas mais desenvolvidas de branqueamento vêm realizando uma etapa precedente, denominada deslignificação com oxigênio ou pré branqueamento, que permite reduzir o teor de lignina da polpa, antes da recepção dos compostos químicos oxidantes, o que implica em menor gasto com produtos químicos nas fases posteriores (PIOTTO, 2003). O material orgânico dissolvido no tratamento com oxigênio pode ser enviado para o ciclo de recuperação, sendo queimado na caldeira de recuperação, onde se transforma em energia, o que não ocorre no caso dos derivados clorados, os quais transformam-se em resíduos poluentes hídricos, já que não podem ser igualmente queimados. Sob o aspecto energético, a fabricação do oxigênio requer apenas a oitava parte da energia necessária para a preparação de quantidade equivalente de cloro (DEL GRANDE, 2004).

O branqueamento é efetuado em torres, em seguimentos de dois a nove estágios. Cada qual consiste na mistura da polpa com reagentes químicos e vapor, na reação dessa mistura e na lavagem da polpa após a interação. Usualmente, a polpa é lavada após cada estágio, para exonerar o material já oxidado e expor novas superfícies à ação do oxidante, reduzindo assim o consumo de reagentes. O sistema de lavagem é em contracorrente, para economizar água, energia e reagentes; água fresca e/ou água da máquina de secagem, somente são usadas no último estágio. Quanto menor o número de estágios, menor é o consumo de água (COLODETTE *et al.*, 2002).

No branqueamento padrão, ou *Standard (STD)*, a pasta celulósica é inicialmente tratada com cloro, passando posteriormente por uma extração alcalina com hidróxido de sódio concentrado (PIOTTO, 2003). A função principal deste estágio é continuar a deslignificação iniciada anteriormente. O cloro reage rapidamente com a lignina formando a clorolignina, uma substância colorida facilmente removida por extração com álcali. O peróxido de hidrogênio quando utilizado na etapa de extração possibilita uma diminuição da carga de reagentes clorados nos estágios seguintes, melhorando assim as características da pasta branqueada. O cloro foi amplamente utilizado durante anos, devido ao seu baixo custo, porém, devido a diversos problemas ambientais causados no ecossistema pelos organoclorados, vem sendo paulatinamente comutado por outros oxidantes (MARQUES, 2008).

O dióxido de cloro tem sido empregado como substituinte na maioria das pastas celulósicas que tem como exigências alvura elevada e boas propriedades mecânicas. Embora ainda ocorra a formação de organoclorados através da utilização do dióxido, a quantidade produzida é razoavelmente menor do que quando se utiliza o cloro molecular (MARQUES, 2008).

O ozônio é um agente oxidante limpo, pois não gera resíduos, apenas oxigênio e água. Sua principal finalidade é favorecer a deslignificação. Apresenta como desvantagem o custo e a eventualidade de ocorrência de degradação da polpa, mas apenas se usado em altas dosagens (DEL GRANDE, 2004).

O peróxido de hidrogênio possibilita atingir níveis de alvura aceitos pelo mercado, contudo para alvuras altas é necessário utilizar o ozônio em estágio anterior ao peróxido, reduzindo então o consumo deste (DEL GRANDE, 2004).

O ozônio e o peróxido de hidrogênio são agentes de branqueamento considerados menos prejudiciais ao Meio Ambiente, posto que não apresentam cloro em sua composição, o que evita a formação de compostos organoclorados no efluente da planta de branqueamento (AMARAL, 2008).

Dependendo do agente branqueador, a celulose é denominada:

- STD - *Standard* - com uso de cloro molecular
- ECF - *Elementary chlorine free* - sem uso do cloro molecular
- TCF - *Totally chlorine free* - sem uso de compostos clorados

A Figura A. 3 mostra um exemplo de sequências de branqueamento para cada tipo de agente oxidante utilizado:

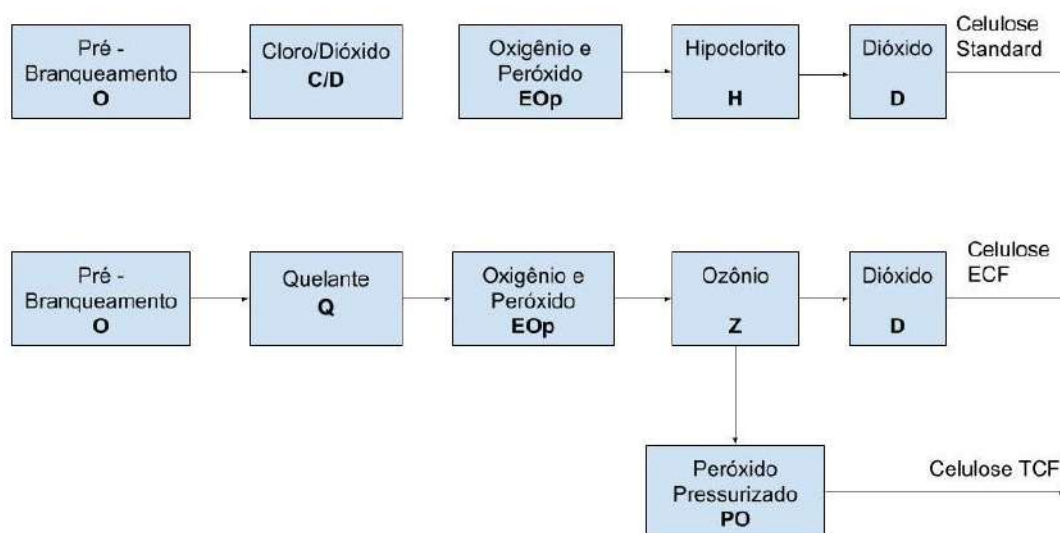


Figura A. 3 - Sequências de branqueamento (PIOTTO, 2003).

A planta de branqueamento é considerada a maior fonte de poluição de águas da indústria de celulose. Quando presentes, cloretos e organoclorados, aliados ao baixo teor de sólidos, tornam inviável o envio deste efluente ao ciclo de recuperação (DEL GRANDE, 2004). Os contaminantes mais preocupantes são os organo-halogenados adsorvíveis (AOX), devido a sua alta toxicidade e seu risco de bioacumulação em peixes, podendo, assim, ser transmitidos para humanos pela alimentação. Modificações no processo de forma a reduzir a formação de AOX são: emprego intensivo da deslignificação estendida, deslignificação com oxigênio, redução do uso do cloro, aumento do uso do dióxido de cloro, aumento do uso do peróxido, e desenvolvimento de sistemas de fechamento de circuitos. O reúso dos efluentes é criticamente importante para reduzir a carga poluidora (SELL, 1992).

### VIII. Depuração da polpa branqueada e secagem

Esta depuração é efetuada utilizando-se o mesmo tipo de equipamento que faz a depuração da polpa marrom – polpa não branqueada (saída do digestor). Em fábricas integradas, a polpa é bombeada para a fabricação de papel com cerca de 4% de consistência. Em fábricas não integradas, a polpa é prensada e depois seca com vapor em um processo multiestágios para então ser transportada. A folha de celulose seca é cortada e embalada em fardos. O teor de sólidos da polpa seca é de aproximadamente 90 a 92% (PIOTTO, 2003).

### IX. Recuperação do licor de cozimento

Pode-se observar na Figura A. 4 um sistema mais detalhado da recuperação de licor que ocorre em uma planta que faz uso do processo Kraft.

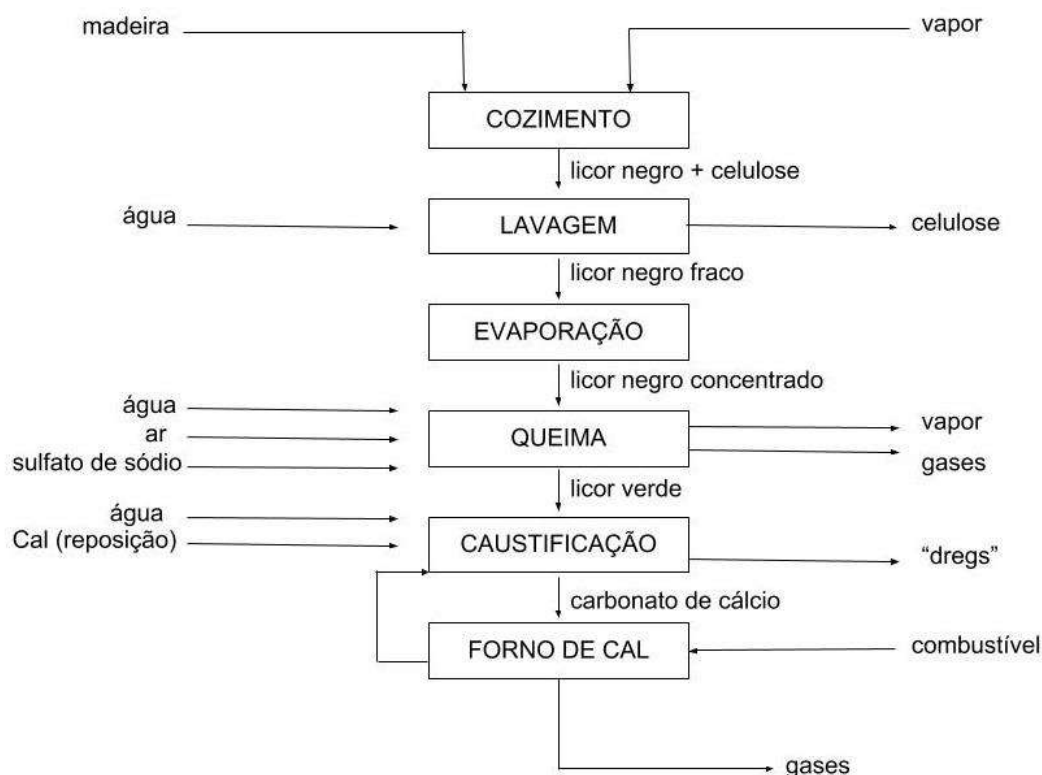


Figura A. 4 - Ciclo de recuperação dos produtos químicos (MARQUES, 2008)

A recuperação do licor negro é o que torna a produção de celulose economicamente viável e passa por quatro etapas básicas:

#### i) Evaporação da água

A finalidade nesta etapa é concentrar o licor a tal ponto que, quando injetado na caldeira de recuperação, entre em ignição e mantenha-se abrasado pelo poder da matéria orgânica que nele contida. O licor negro passa, destarte, de aproximadamente 15% de sólidos suspensos para uma faixa de 68 – 75% de sólidos suspensos. Posteriormente, é encaminhado para a caldeira. Nesta etapa são, também, formados condensados, os quais seguem para a lavagem das polpas antes do branqueamento (ANDRADE, 2006).

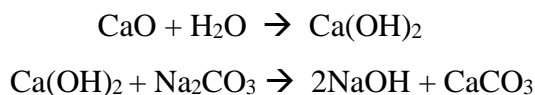
#### ii) Caldeira de recuperação

Este equipamento tem três funções indispensáveis: recuperar os reagentes inorgânicos, gerar energia, através da produção de vapor, e reduzir a poluição, tanto de

emissões gasosas quanto líquidas. Após a troca térmica que gera os vapores, os gases da queima chegam ao precipitador eletrostático, equipamento mais utilizado quando a finalidade é a captação de partículas arrastadas. A queima dos compostos orgânicos presentes no licor negro concentrado permite a recuperação de componentes inorgânicos. Os fundidos são, geralmente, dissolvidos em um tanque munido de agitador, parcialmente repleto de licor fraco provindo da lavagem da área de caustificação. O líquido resultante, licor verde, tem coloração esverdeada devido à presença de pequenas quantidades de sais ferrosos (ANDRADE, 2006).

### iii) Caustificação

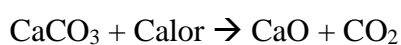
O licor verde, composto basicamente de  $\text{Na}_2\text{S}$  e  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , é, primeiramente, estocado em um tanque, onde ocorre a clarificação e a decantação de suas impurezas, denominadas “*dregs*”. Em seguida, é encaminhado ao apagador de cal, lugar no qual se adiciona o óxido de cálcio, ocasionando a ocorrência das seguintes reações:



A lama de cal que sai do clarificador de licor branco, com teor de sólidos entre 35 e 40%, é bombeada ao lavador de lama de cal. O objetivo desta lavagem é recuperar todo o hidróxido de sódio do lodo de cal, antes de enviá-lo ao forno de calcinação. A água usada na lavagem da lama de cal pode vir de quatro pontos diferentes: água fresca do condensado dos evaporadores; efluente do lavador da borra; água de lavagem de pó do forno de cal e efluente do filtro da lama de cal (MARQUES, 2008).

### iv) Queima

Seguidamente, o licor é encaminhado a um decantador, onde acontece a separação do carbonato de cálcio, na forma de lama, e do licor branco forte, composto de  $\text{Na}_2\text{S}$  e  $\text{NaOH}$ , que será utilizado na etapa de digestão da madeira. A lama de carbonato de cálcio é encaminhada ao forno de cal, onde ocorre a recuperação da cal, obedecendo-se a reação (ANDRADE, 2006):



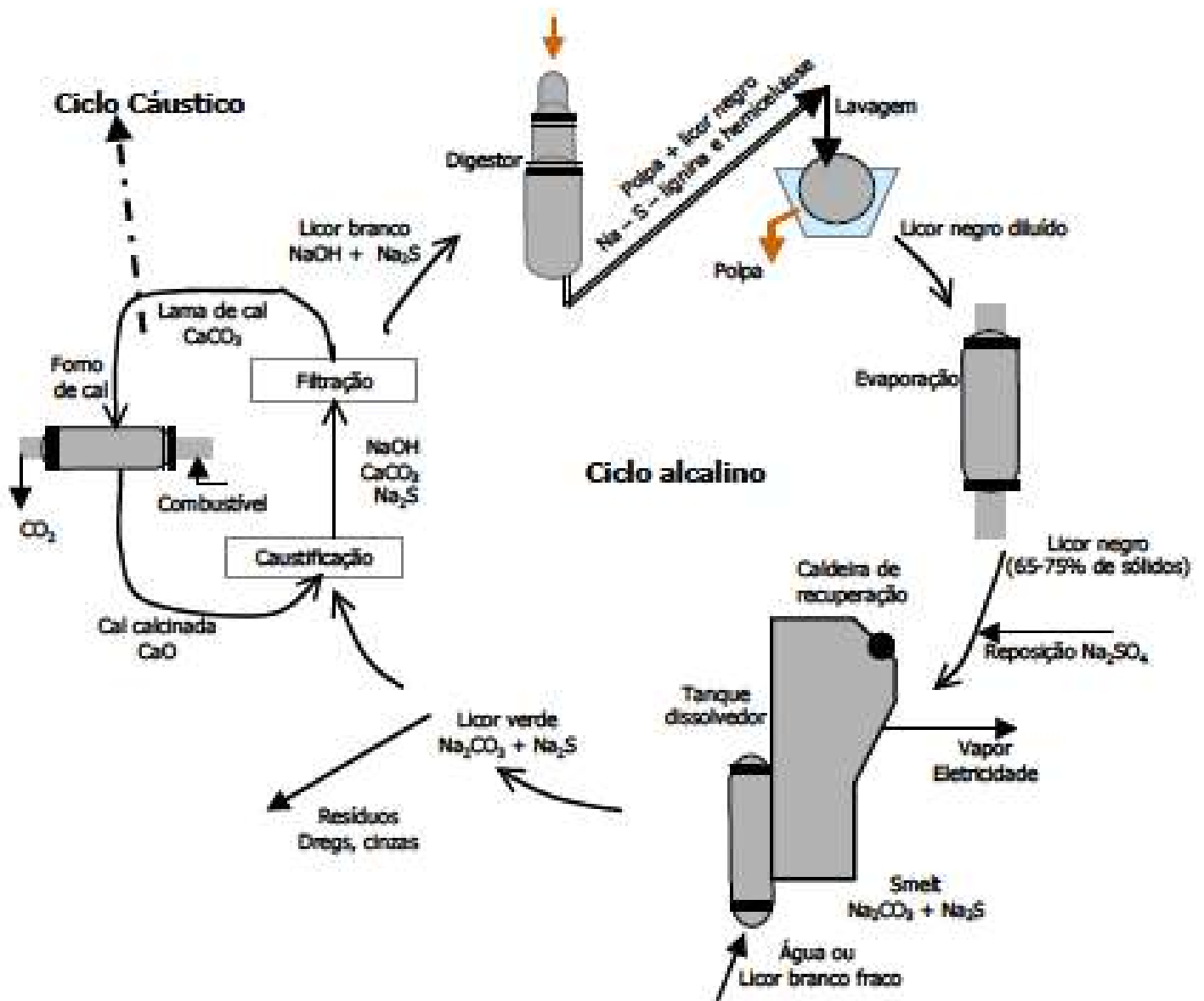


Figura A. 5 - Representação esquemática resumindo o ciclo de recuperação (IPPC, 2015)

O processo de coleta, evaporação e incineração do licor negro gera substâncias odoríferas com alto teor de enxofre na forma reduzida. Estes gases são coletados e queimados em incineradores ou no próprio forno de cal. Os gases de combustão são normalmente tratados em lavadores de gases e o fluido de lavagem é encaminhado ao sistema de recuperação (PIOTTO, 2003).

Outra análise importante e consistente com o tema deste trabalho é a emissão de efluentes aquosos proporcionada por uma unidade de produção Kraft, que é principalmente composta por substâncias orgânicas consumidoras de oxigênio, as quais podem ser medidas

por meio de ensaios de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou carbono orgânico total (COT). Os efluentes das plantas de branqueamento, nas quais são empregados compostos químicos contendo cloro, geralmente contêm complexos orgânicos com cloro ligante, medidos através da identificação de AOX e cloreto. Tais compostos apresentam efeitos tóxicos em organismos aquáticos quando não são tratados antes do despejo. As emissões de substâncias cromóforas também podem afetar tais espécies negativamente, visto que diminuem a transparência da água. O lançamento de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, pode levar à eutrofização dos cursos d'água. Por fim, embora em pequenas concentrações, metais extraídos da madeira podem ser detectados nos efluentes (IPPC, 2015).

### ➤ Etapas de produção de papel

Embora componha-se de diversas matérias primas não fibrosas, a variar de acordo com a qualidade e função designadas, a celulose é o principal componente do papel. Um panorama geral dos estágios que conduzem até a formação final do papel pode ser visto na Figura A. 6.

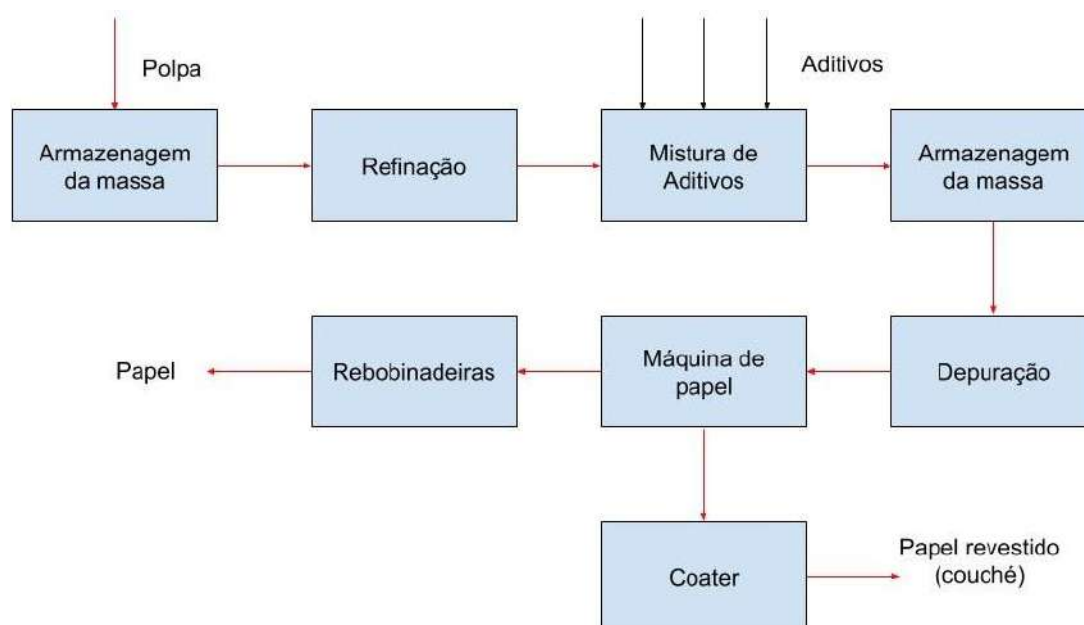


Figura A. 6 - Processo de fabricação de papel (adaptado de PIOTTO, 2003)



## *I. Preparação da Massa*

Envolve quatro etapas, as quais serão descritas com base em Piotto (2003):

### *i) Desagregação da celulose*

A celulose em folhas ou em tabletes é desagregada em um equipamento chamado desagregador. Quando a fábrica de celulose é integrada com a de papel, a celulose já vem em suspensão e é armazenada em tanques de distribuição de massa.

### *ii) Refinação*

Esta etapa consiste em submeter as fibras de celulose a uma reação de corte, esmagamento ou fibrilação, a qual aumenta a superfície da fibra em contato com o meio, que é a água. Como a celulose é um material higroscópico, ela retém água em sua superfície, por isso, quanto maior o grau de refinação, mais água pode ser retida.

### *iii) Preparação da receita*

Depois de refinada, a pasta celulósica entra em um tanque de mistura, no qual a celulose é misturada com os demais componentes (cargas, produtos químicos e aditivos), que fazem parte da receita do papel. Essa fase do processo pode ser contínua ou em batelada.

### *iv) Depuração*

É o nome que se dá à operação de limpeza da mistura de celulose com os demais componentes da receita. Destina-se a retirar corpos estranhos, sujeiras, bolos de massa ou fibras enroladas que são indesejáveis para a aparência e finalidade da folha de papel. Após passar por este sistema, a massa alcança a máquina de papel propriamente dita.

## *II. Máquina de Papel*

Pode ser dividida em 05 partes, ilustradas a seguir e que também estão de acordo com o que diz Piotto (2003).

### *i) Caixa de entrada*

Trata-se de um compartimento que tem a função de distribuir a suspensão de fibras sobre a tela formadora o mais uniformemente possível. No interior da caixa de entrada existe

um ou mais cilindros rotativos perfurados, que têm a função de uniformizar a suspensão, evitando a aglomeração de fibras em flocos.

ii) Mesa plana

É onde se dá a formação da folha. É constituída de uma mesa com suporte e colunas de aço, sobre o qual corre a tela formadora, apoiada sobre os elementos desaguadores, rolo de cabeceira, rolo de sucção e rolos guias. A tela formadora é feita de plástico ou metal e tem a malha bastante fechada (80 mesh para papéis grossos e 100 mesh para papéis finos). Ao caírem sobre a tela, as fibras ficam retidas na superfície e a água passa através da mesma, escoando em calhas apropriadas. Esta água, rica em partículas de fibras e cargas, é recirculada para diluir a massa que alimenta a máquina. Além do movimento longitudinal, a tela tem um outro movimento transversal realizado por um *shaker*. A conjugação certa da frequência do sacudimento com a amplitude é um dos pontos chave para uma boa formação do papel.

iii) Prensas

A folha de papel, ao sair da mesa plana já está formada, porém 80 a 85% da sua constituição ainda é água. A finalidade das prensas é retirar parte dessa água. As máquinas de papel têm 2 ou 3 prensas, que trabalham com feltro especial, agulhado, que serve para apoio e condução da folha. No ponto de encontro entre os dois rolos é feita a prensagem do papel e feltro. A água contida no papel é transferida para o feltro. Ao sair das prensas para a fase seguinte do processo (secagem), a folha de papel ainda contém 50 a 65 % de água.

iv) Secagem

É o setor da máquina de papel onde se faz a drenagem final da folha e realiza-se a cura das resinas adicionadas. A secagem é composta de inúmeros cilindros secadores, que trabalham com pressão de vapor. Para a condução da folha entre os mesmos usam-se feltros ou telas secadoras. A água evaporada do papel é extraída por coifas especiais. A umidade da folha, ao deixar a seção de secagem, varia de 3 a 8%.

v) Calandra e Enroladeira

A calandra é usada para o acerto da espessura e aspereza do papel, ainda na máquina de papel, enquanto que na enroladeira a folha contínua de papel vai sendo bobinada até um determinado diâmetro, até atingir a padronização que a possibilitará de partir para os vários processos de beneficiamento.