

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

Leonardo Dalri-Cecato

**AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE UM BIORREATOR A  
MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS  
SANITÁRIOS VISANDO O REÚSO DE ÁGUAS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli

Florianópolis  
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Dalri-Cecato, Leonardo

Avaliação econômica de um biorreator a membrana  
aplicado ao tratamento de esgotos sanitários  
visando o reúso de águas / Leonardo Dalri-Cecato ;  
orientador, Flávio Rubens Lapolli, 2019.  
125 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de  
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,  
2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Biorreator a  
membrana. 3. Avaliação Econômica. 4. CAPEX. 5. OPEX.  
I. Lapolli, Flávio Rubens. II. Universidade Federal  
de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental. III. Título.



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



**“AVALIAÇÃO ECONÔMICA DE UM BIORREATOR A MEMBRANA  
APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS VISANDO O  
REÚSO DE ÁGUAS”**

**LEONARDO DALRI CECATO**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia -  
Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos  
necessários para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli  
(Orientador)

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer

Prof. Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano

Dr.ª Elisângela Edila Schneider

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer  
(Coordenadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
FEVEREIRO/2019



## AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo apoio, suporte e sacrifícios feitos para me proporcionar a melhor educação possível.

Ao meu orientador, Professor Dr. Flávio Rubens Lapolli, pela confiança, apoio e acolhimento no LaRA, onde pude conhecer pessoas maravilhosas.

Ao André Aguiar Battistelli e Elisangela Edila Schneider pela participação ativa na construção desta pesquisa.

Ao Emerson Souza, Caroline Rodrigues, Hioná Follmann, André Aguiar Battistelli, Ana Karla Pontes e Rúbia Matos de Lima, pela amizade e tudo de bom que veio junto!

Aos demais membros do Laboratório de Reúso de Águas e amigos do PPGEA, pelo companheirismo e auxílio na minha trajetória profissional e pessoal.

Àqueles que me deram apoio emocional nos momentos de dificuldade.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA da UFSC, por toda a estrutura física e intelectual disponibilizada.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa.

À Universidade Federal de Santa Catarina, pelo acolhimento ao longo da graduação e mestrado, pela diversidade de pessoas e opiniões e pelo ensino público, gratuito e de alta qualidade.



## RESUMO

A principal discussão levantada quanto à aplicação em larga escala dos biorreatores a membrana no tratamento de efluentes está relacionada não à sua eficiência, mas sim aos dispêndios envolvidos tanto na sua implantação quanto operação. Porém, informações sobre os custos desta tecnologia são geralmente reportadas de forma inconsistente, desuniforme e sem periodicidade, afetando negativamente a sua credibilidade e a quantificação dos seus impactos econômicos. Nesse contexto, o presente trabalho consistiu na aplicação da metodologia de avaliação de custo de ciclo de vida para avaliar os custos de implantação e operação de um biorreator a membrana projetado para ser implementado em Santa Catarina/Brasil, dimensionado para tratar  $6.060 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$  (50.000 hab), visando a produção de água de reúso. A estimativa dos custos de implantação abordou os dispêndios com a aquisição de membranas, compra de área e construção civil. O levantamento dos custos de operação considerou a troca periódica de membranas, consumo energético, disposição final de lodo e o pagamento de funcionários. Foram estimados valores equivalentes a  $\text{R}\$3.363,08\text{m}^{-3}\text{d}$  ou  $\text{R}\$407,61\text{hab}^{-1}$  para a instalação e  $\text{R}\$0,63\text{m}^{-3}$  ou  $\text{R}\$2,10$  por kg de DBO removida para operação da estação de tratamento de esgotos proposta, os quais vão ao encontro de outros estudos realizados abordando custos de biorreatores a membrana. Além disso, verificou-se que o sistema proposto é competitivo para produzir água de reúso, uma vez que o custo do tratamento é consideravelmente inferior ao valor cobrado pela água potável na região em questão.

**Palavras-Chave:** Biorreator a Membrana; Custos; ACCV; CAPEX; OPEX; Reúso; Esgotos Sanitários.



## ABSTRACT

The main discussion regarding the large-scale application of membrane bioreactors in the treatment of effluents is related not to their efficiency, but to the expenditures involved both in their implementation and operation. However, information on the costs of this technology is reported inconsistently, unevenly and without periodicity, negatively affecting its credibility and the quantification of its economic impacts. In this context, this work consisted in the application of the life cycle cost evaluation methodology to evaluate the capital and operational expenditures of a membrane bioreactor designed to be implemented in Santa Catarina/Brazil, with a capacity to treat  $6,060 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$  (50,000 inhabitants), aiming at the production of reclamation water. The implementation costs estimative approached expenditures regarding the acquisition of membranes, area purchase, and construction. The operational costs survey considered the membrane replacement, energy consumption, sludge disposal, and the payment of employees. Values equivalent to R\$3,363.08 $\text{m}^{-3}\text{d}$  or R\$407.61/inhabitant were estimated regarding the capital expenditure and R\$0.63 $\text{m}^{-3}$  or R\$2.10 per kg of BOD removed regarding the operational expenditures of the proposed wastewater treatment plant, which agree with other studies addressing the costs of membrane bioreactors. In addition, the proposed system tends to be competitive to produce reclamation water, since the cost of its treatment is considerably below the amount charged for the drinking water in the region concerned.

**Keywords:** Membrane Bioreactor; Cost; LCCA; CAPEX; OPEX; Reuse; Wastewater.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de tratamento de esgotos por lodos ativados convencional. ....	26
Figura 2 – Processo de tratamento de esgotos por lodos ativados de aeração prolongada.....	27
Figura 3 – Conformidades de BRMs de módulo externo (A) e módulo submerso (B). ....	29
Figura 4 – Evolução dos BRMs na Espanha. ....	30
Figura 5 – Contribuição de diferentes fatores para o consumo energético do sistema de filtração.....	58
Figura 6 – Comparação do CAPEX de LAC e BRM para todos os cenários. ....	62
Figura 7 – Comparação do valor presente líquido dos custos de operação e manutenção de LAC e BRM para todos os cenários. ....	63
Figura 8 – Comparação do custo de vida total para cada cenário. ....	64
Figura 9 – Divisão relativa entre os custos de CAPEX e OPEX para o cenário LAC-3 e BRM-3.....	64
Figura 10 – Esquema do sistema proposto. ....	76
Figura 11 – Eficiência teórica máxima de remoção de nitrato. ....	83
Figura 12 – Contribuições individuais dos custos do CAPEX.....	102
Figura 13 – Contribuições individuais dos custos do OPEX.....	107



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características gerais de sistemas com lodos ativados. ....	27
Tabela 2 – Tipos de filtração e suas principais características. ....	32
Tabela 3 – Constituintes que afetam a colmatação em BRMs e seus métodos de controle. ....	35
Tabela 4 – Características de operação e design de fornecedores de membranas. ....	36
Tabela 5 – Padrões internacionais de qualidade para a água de reúso. .	38
Tabela 6 – Padrões de qualidade para diferentes classes de água de reúso segundo NBR 13969/97. ....	39
Tabela 7 – Recomendações de qualidade para diferentes classes de água de reúso segundo ANA, FIESP e SINDUSCON/SP. ....	40
Tabela 8 – Valores da água tratada (€/m <sup>3</sup> ) e <i>Shadow Prices</i> para os poluentes removidos pelas ETEs (€/kg). ....	43
Tabela 9 – Benefício ambiental do tratamento de esgotos em €/ano e €/m <sup>3</sup> . ....	44
Tabela 10 – ACCV das tecnologias de tratamento de esgoto <sup>(1)</sup> . ....	51
Tabela 11 – Valores base para cálculo de CAPEX. ....	54
Tabela 12 – Número e custo de funcionários em ETEs. ....	59
Tabela 13 – Resumo das condições avaliadas para as alternativas com BRM e LAC. ....	60
Tabela 14 – Principais características das estratégias estudadas. ....	66
Tabela 15 – Valores base utilizados no cálculo dos custos de operação e manutenção. ....	67
Tabela 16 – Fatores utilizados no cálculo do VPL e custos de operação e manutenção. ....	68
Tabela 17 – Principais informações dos BRMs analisados. ....	70
Tabela 18 – Investimento inicial dos BRMs. ....	71
Tabela 19 – Dados de OPEX dos BRMs. ....	71
Tabela 20 – Distribuição do OPEX. ....	72
Tabela 21 – Informações principais de 6 BRMs. ....	74
Tabela 22 – Características do módulo de membranas Zeeweed 500D-370. ....	92
Tabela 23 – Características do cassete 48M. ....	93
Tabela 24 – Parâmetros de projeto do BRM proposto. ....	94
Tabela 25 – Unidades de tratamento e suas dimensões. ....	95
Tabela 26 – Dimensões e operação do tanque de filtração. ....	96

Tabela 27 – Custos referentes à compra de membranas. ....	98
Tabela 28 – Impostos incidentes na compra de membranas. ....	98
Tabela 29 – Custo médio de compra de área em SC.....	99
Tabela 30 – Custo médio de materiais de construção em SC. ....	100
Tabela 31 – Custo médio de mão de obra em SC. ....	100
Tabela 32 – Resumo do CAPEX do BRM proposto.....	101
Tabela 33 – Salários de operador de ETE em SC. ....	104
Tabela 34 – Custo de disposição final de lodo de ETE em SC.....	105
Tabela 35 – Resumo do OPEX do BRM proposto.....	106

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M = Alimento/Microrganismo;  
ANA = Agência Nacional de Águas;  
BRM = Biorreator a Membrana;  
BRMs = Biorreatores a Membrana;  
CAPEX = *Capital Expenditure* (Custo de implantação);  
CBA = *Cost Benefit Analysis* (Análise de custo benéfico);  
DBO = Demanda bioquímica de oxigênio;  
DQO = Demanda química de oxigênio;  
*E. coli* = *Escherichia coli*;  
ETE = Estação de Tratamento de Esgoto;  
ETEs = Estações de Tratamento de Esgoto;  
EPAR = Estação Produtora de Água de Reúso;  
FIESP = Federação das Indústrias do estado de São Paulo;  
LAC = Lodos Ativados Convencional;  
LaRA = Laboratório de Reúso de Águas;  
N = Nitrogênio;  
N<sub>T</sub> = Nitrogênio total;  
NP = *Net profit* (Lucro líquido);  
OPEX = *Operational Expenditure* (Custo de operação);  
pH = Potencial hidrogeniônico;  
P = Fósforo;  
P<sub>T</sub> = Fósforo total;  
SINDUSCON = Sindicato da Indústria da Construção Civil;  
SSV = Sólidos suspensos voláteis;  
SST = Sólidos suspensos totais;  
SSVTA = Massa de sólidos suspensos voláteis formados no tanque de aeração;  
TDH = Tempo de detenção hidráulica;  
UFSC = Universidade Federal de Santa Catarina;  
VPL = Valor presente líquido;  
 $\theta_c$  = Idade do Lodo.



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA</b> .....	21
1.1 OBJETIVOS .....	23
<b>1.1.1 Objetivo geral</b> .....	<b>23</b>
<b>1.1.2 Objetivos específicos</b> .....	<b>23</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>25</b>
2.1 LODOS ATIVADOS APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS .....	25
2.2 BIORREATOR A MEMBRANA APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS .....	28
<b>2.2.1 Membranas Filtrantes Aplicadas Nos Biorreatores a Membrana</b> .....	<b>31</b>
<b>2.2.2 Controle Colmatação Em Biorreatores a Membrana</b> .....	<b>33</b>
2.3 REÚSO URBANO NÃO POTÁVEL DE ESGOTO TRATADO	37
2.4 ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA APLICADA AO TRATAMENTO DE ESGOTOS .....	41
<b>2.4.1 Estudo de caso: Hernandez Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2010)</b> .....	<b>43</b>
2.5 ANÁLISE DE CUSTO DE CICLO DE VIDA NO CONTEXTO AMBIENTAL .....	45
<b>2.5.1 Modelo de Dhillon (2009) para uma estação de tratamento de resíduos</b> .....	<b>46</b>
<b>2.5.2 Modelo de Koul e John (2015)</b> .....	<b>47</b>
<b>2.5.3 Modelo de Bhoje, Saner e Aher (2016)</b> .....	<b>49</b>
2.6 COMPORTAMENTO DO MERCADO DOS BIORREADORES A MEMBRANA .....	51
2.7 CAPEX DE BIORREADORES A MEMBRANA.....	52
2.8 OPEX DE BIORREADORES A MEMBRANA .....	55
<b>2.8.1 Troca de membranas</b> .....	<b>55</b>
<b>2.8.2 Consumo energético</b> .....	<b>55</b>
<b>2.8.3 Funcionários</b> .....	<b>58</b>

2.9 ESTUDOS DE CASO: YOUNG et al. (2013, 2014) e IGLESIAS et al. (2017).....	59
<b>2.9.1 Estudo de caso: Young et al. (2013).....</b>	<b>60</b>
<b>2.9.2 Estudo de caso: Young et al. (2014).....</b>	<b>65</b>
<b>2.9.3 Estudo de caso: Iglesias et al. (2017). ....</b>	<b>69</b>
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>75</b>
3.1 PRÉ-DIMENSIONAMENTO DO BRM.....	76
3.2 LEVANTAMENTO DOS CUSTOS DO BRM .....	84
<b>3.2.1 Cálculo do CAPEX .....</b>	<b>84</b>
3.2.1.1 Custo relativo à aquisição de membranas .....	85
3.2.1.2 Custo relativo à compra de área e construção civil .....	86
<b>3.2.2 Cálculo do OPEX.....</b>	<b>86</b>
3.2.2.1 Custo relativo ao consumo energético .....	87
3.2.2.2 Custo relativo à troca periódica de membranas .....	88
3.2.2.3 Custo relativo à folha de pagamento de funcionários .....	88
3.2.2.4 Custo relativo à disposição final de lodo .....	88
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>92</b>
4.1 MÓDULO DE MEMBRANAS ESCOLHIDO .....	92
4.2 BIORREATOR A MEMBRANA AVALIADO .....	93
4.3 LEVANTAMENTO DOS CUSTOS DO BRM AVALIADO: CAPEX .....	97
<b>4.3.1 Compra de membranas.....</b>	<b>97</b>
<b>4.3.2 Compra de área .....</b>	<b>98</b>
<b>4.3.3 Construção civil .....</b>	<b>99</b>
<b>4.3.4 Resumo do CAPEX do BRM proposto.....</b>	<b>101</b>
4.4 LEVANTAMENTO DOS CUSTOS DO BRM AVALIADO: OPEX .....	102
<b>4.4.1 Consumo energético .....</b>	<b>102</b>
<b>4.4.2 Troca periódica de membranas.....</b>	<b>103</b>
<b>4.4.3 Folha de pagamento de funcionários .....</b>	<b>103</b>

<b>4.4.4</b>	<b>Disposição final de lodo .....</b>	<b>104</b>
<b>4.4.5</b>	<b>Resumo do OPEX do BRM proposto.....</b>	<b>105</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>110</b>
5.1	CONCLUSÕES.....	110
5.2	RECOMENDAÇÕES .....	110
<b>6.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>112</b>
<b>7.</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>124</b>
7.1	ANEXO A: Catálogo do módulo de membranas Zeeweed 500D-370 .....	124
7.2	ANEXO B: Catálogo do cassete de membranas Zeeweed 500d-48M .....	125



## 1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A tecnologia de biorreatores a membrana (BRMs) é dada pela combinação do processo clássico de tratamento de efluentes, via lodos ativados convencional, com o processo físico de separação por membranas (JUDD; JUDD, 2011). A utilização dos BRMs traz vantagens relacionadas à alta qualidade do efluente gerado e consequente oportunidade de se realizar o reúso da água, bem como, a possibilidade de operação com elevado teor de sólidos em suspensão e maiores idades de lodo, resultando na redução da produção de lodo de descarte e da área construída requerida (KOOTENAEI; AMINIRAD, 2014; LE-CLECH, 2010; METCALF; EDDY, 2003).

Entretanto, apesar das vantagens reportadas, Judd (2017) aponta que a principal discussão levantada quanto à aplicação dos BRMs no tratamento de efluentes está relacionada não à sua eficiência, mas sim aos custos nela envolvidos. O autor também comenta que, dentre as diversas maneiras de se levantar e categorizar os custos atrelados à um empreendimento, a separação entre os valores de implantação (CAPEX - *Capital Expenditure*) e operação (OPEX - *Operational Expenditure*) costuma ser utilizada. Tais informações são comumente confrontadas com dados econômicos da tecnologia de lodos ativados, facilitando análises comparativas (IGLESIAS et al., 2017; JUDD, 2017; YOUNG et al., 2012a).

Nesse viés, uma das ferramentas aplicáveis para auxiliar na contabilização dos custos de tecnologias de cunho ambiental é a Análise de Custo de Ciclo de Vida (ACCV). Rebitzer, Hunkeler e Jolliet (2003) destacam que a sustentabilidade só pode ser atingida se as soluções propostas e implementações ambientais e sociais forem economicamente viáveis, e apontam a ACCV como uma ferramenta importante para introduzir a visão econômica na tomada de decisão acerca de projetos de interesse ambiental, como por exemplo, na escolha de qual tipo de tratamento aplicar em uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE). À vista disso, é possível citar os estudos de Dhillon (2010), o qual aplica ACCV para uma estação de tratamento de resíduos, além de Koul e John (2015) e Bhoje, Saner e Aher (2016), os quais abordam aplicações em estações de tratamento de esgotos.

O número de pesquisas científicas relacionadas ao levantamento de custos de biorreatores a membrana (BRM) vai ao encontro da carência de dados econômicos ao seu respeito. Judd (2017) realizou um estudo bibliométrico acerca dos principais temas abordados em pesquisas relacionadas aos BRMs e identificou que apenas 0,5% dos trabalhos publicados entre 2001 e 2016 abordaram temáticas mercadológicas e de custos. Além disso, as informações existentes sobre custos de biorreatores a membrana são reportadas de forma inconsistente, desuniforme e sem periodicidade (JUDD, 2017; PIRANI et al., 2012). Dessa forma, entende-se que a falta de credibilidade e disponibilidade deste tipo de dado é prejudicial para atestar a viabilidade econômica desta tecnologia (VERRECHT et al., 2010).

Tendo isso em vista, é necessário e relevante expandir o conhecimento acerca dos BRMs, unindo estudos referentes à sua eficiência e operação com pesquisas que considerem a viabilidade econômica de implantação em escala real para diferentes situações e localidades. No contexto brasileiro, pesquisas deste cunho são escassas, e uma maior ênfase nessa área do conhecimento auxiliaria, por exemplo, na tomada de decisão acerca do tipo de tratamento de esgoto aplicado em determinada situação, bem como no aumento do número de estações produtoras de água de reúso (EPAR), as quais se apresentam como uma alternativa interessante frente às crises hídricas atuais.

Nesse contexto, o presente trabalho consistiu na avaliação econômica de um biorreator a membrana aplicado ao tratamento de esgotos sanitários visando o reúso de águas.

Destaca-se que o presente trabalho se enquadra na linha de pesquisa praticada nos últimos anos no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) da Universidade Federal de Santa Catarina, a qual aborda o tratamento de efluentes líquidos empregando processos de separação por membranas (ANDRADE, 2001; PELEGRIN, 2004; PROVENZI, 2005; MAESTRI, 2007; CAMPELLO, 2009; BELLI, 2011; KELLNER, 2014; BERNADELLI, 2014; BELLI, 2015; COSTA, 2018; BATTISTELLI, 2018). Por fim, cabe ressaltar que a literatura pertinente conta com poucos estudos abordando custos de BRM no Brasil, sendo este trabalho um dos pioneiros no assunto, apresentando dados que podem subsidiar estudos futuros envolvendo a tomada de decisão em relação a escolha de BRM como solução para o reúso de água em áreas urbanas.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 **Objetivo geral**

Realizar a avaliação econômica de um biorreator a membrana aplicado ao tratamento de esgotos sanitários visando o reúso de águas.

### 1.1.2 **Objetivos específicos**

- a) Realizar o pré-dimensionamento de um biorreator a membrana em regime de fluxo contínuo;
- b) Levantar os custos de implantação e operação do BRM utilizando os princípios da metodologia de análise de custo de ciclo de vida;
- c) Realizar a avaliação econômica do biorreator a membrana.



## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este tópico aborda conceitos chave para o entendimento do presente trabalho. Além disso, contém uma revisão bibliográfica aprofundada referente a custos e viabilidade econômica de biorreatores a membrana e reúso de águas. Estudos de caso também estão presentes, de modo a exemplificar os conceitos e práticas descritos.

### 2.1 LODOS ATIVADOS APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS

Segundo Von Sperling (2002), o sistema de lodos ativados é o processo de tratamento biológico de efluentes mais empregado no mundo, consistindo na utilização de microrganismos aeróbios na depuração da matéria orgânica e de outros componentes presentes nas águas residuárias, apresentando ampla utilização em nível mundial por possuir boa eficiência, maior flexibilidade de operação e menor requisito de área para implantação, quando comparado com as lagoas de estabilização. No Brasil, as condições climáticas tropicais são uma vantagem na utilização de lodos ativados, por propiciar maior atividade microbológica no reator. Entretanto, este processo apresenta nível de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento de efluentes, implicando em maiores consumos de energia, além de cuidados mais detalhados quanto ao correto manuseio da estação de tratamento de esgoto (VON SPERLING, 2002).

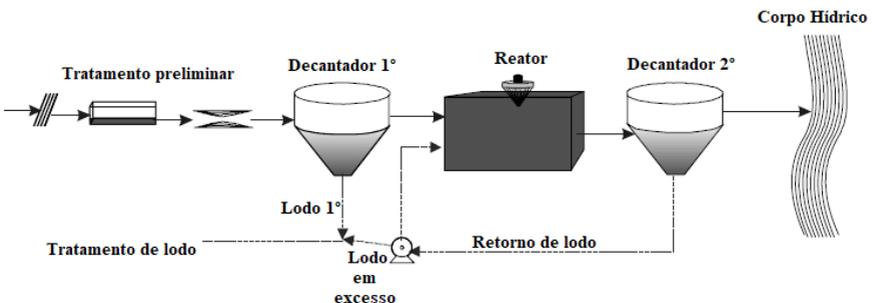
O processo de tratamento de esgoto via lodos ativados é constituído por três componentes básicos: i) reator biológico, onde os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão em condição aeróbia e se desenvolvem utilizando o substrato presente no esgoto afluente, reduzindo assim a concentração de matéria orgânica presente nas águas residuárias; ii) tanque de sedimentação, onde é realizado o processo de separação entre a parte sólida (biomassa) e a líquida, que resulta em um efluente final clarificado; iii) recirculação de lodo, caracterizada pelo retorno de parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário para o dentro reator (lodo de retorno), com o intuito de manter uma elevada concentração de microrganismos em contato com o esgoto afluente (METCALF; EDDY, 2003). Os autores também comentam que a fração de sólidos remanescente retirada do decantador secundário é direcionada para a etapa de tratamento de lodo,

sendo chamado de lodo em excesso, constituindo o resíduo sólido da ETE.

Este processo de retorno de lodo, característico de um sistema com lodos ativados, propicia uma elevada concentração de sólidos em suspensão no interior do reator biológico. A elevada concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no reator implica em um tempo de detenção hidráulico (TDH) mais reduzido e por consequência um volume do tanque de aeração menor. Apesar de possuir um TDH baixo, este sistema opera com uma elevada idade de lodo ( $\theta_c$ ). Essa maior permanência dos microrganismos no sistema propicia uma alta eficiência para o tratamento, uma vez que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica presente no esgoto (VON SPERLING, 2007a).

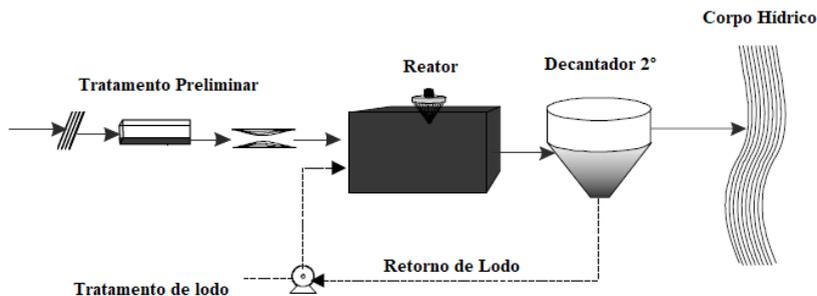
Von Sperling (2007a) ainda comenta acerca da configuração mais antiga dessa tecnologia, denominada lodos ativados convencional (LAC), e a necessidade de implantação de um decantador primário a montante do reator, com objetivo de remover por gravidade parte dos sólidos em suspensão presentes no esgoto. Já no processo de tratamento via lodos ativados de aeração prolongada, o autor aponta que a presença de decantador primário não é necessária, devido ao maior TDH e idade de lodo aplicados, permitindo alcançar eficiências de tratamento superiores, reduzir a área construída da estação e não gerar lodo primário como resíduo sólido. O processo de tratamento de esgotos por lodos ativados convencional é esquematizado na Figura 1. Já na Figura 2 apresenta-se a configuração de lodos ativados de aeração prolongada.

**Figura 1** – Processo de tratamento de esgotos por lodos ativados convencional.



Fonte: Von Sperling (2007a).

**Figura 2** – Processo de tratamento de esgotos por lodos ativados de aeração prolongada.



Fonte: Von Sperling (2007a).

Na Tabela 1 é apresentada a comparação entre os principais parâmetros de projeto e operação de sistemas de tratamento com lodos ativados convencional e lodos ativados com aeração prolongada.

**Tabela 1** – Características gerais de sistemas com lodos ativados.

Item geral	Item específico	Lodos ativados Convencional	Lodos ativados aeração prolongada
Idade do lodo	Idade do lodo (d)	4 – 10	18 – 30
Relação A/M	Relação A/M (kgDBO/kgSSVTA.d)	0,25 – 0,50	0,07 – 0,15
	DBO (%)	85 – 95	93 – 98
Eficiência de remoção	DQO (%)	85 – 95	90 – 95
	Sólidos em suspensão (%)	85 – 95	85 – 95
	Amônia (%)	85 – 95	90 – 95
	Nitrogênio (%)	25 – 30	15 – 25
	Fósforo (%)	25 – 30	10 – 20
Área	Coliformes (%)	60 – 90	70 – 95
	Área requerida (m <sup>2</sup> hab <sup>-1</sup> )	0,2 – 0,3	0,25 – 0,35
Energia	Consumo energético (kWh/hab.ano)	18 – 26	20 – 35
	Implantação (R\$hab <sup>-1</sup> )	80 – 150	70 – 120
Custos	Operação (R\$/hab.ano)	10 – 18	10 – 18

Fonte: Von Sperling (2007a).

## 2.2 BIORREATOR A MEMBRANA APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

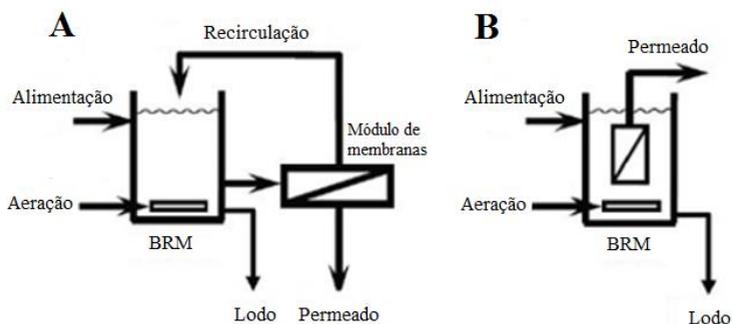
O tratamento de esgotos por biorreatores a membranas consiste na união da degradação microbiana por lodos ativados com a separação das fases líquida e sólida por membranas. Tal configuração de tratamento leva a inúmeras vantagens quando comparada ao tratamento de esgotos com lodos ativados convencional. Como exemplos destas vantagens tem-se a redução considerável da área construída requerida, devido a não necessidade de decantador secundário; aumento da qualidade do efluente, pois a separação por membranas retém majoritariamente os sólidos suspensos e colônias de bactérias, promovendo a clarificação e desinfecção; possibilidade de operação com alta concentração de sólidos bem como elevado tempo de retenção destes, propiciando condições para o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento; além da redução do tamanho do reator e da produção de lodo (LE-CLECH, 2010; NEOH et al., 2015; JEGATHEESAN et al., 2016; LAURINONYTE et al., 2017).

Meng et al. (2012) afirmam que a menor produção de lodo deste tipo de sistema impacta diretamente na redução dos custos de operação, e sugere maiores estudos relacionados à colmatação da membrana, objetivando equilibrar o alto teor de sólidos no interior do reator com o controle da obstrução dos poros da membrana, levando assim a gastos inferiores no gerenciamento do lodo, devido à sua menor produção, e de energia, devido ao seu menor consumo para controlar a colmatação.

A classificação dos BRMs pode ser realizada conforme o posicionamento do módulo de membranas. Nos BRMs de módulo externo, o licor misto do reator é direcionado ao módulo de membranas, onde ocorre o processo de separação do permeado, que segue a jusante do tratamento, e o concentrado, que retorna ao BRM. Já no caso dos módulos submersos, a membrana se encontra submersa no licor misto do reator. A conformidade do módulo de membrana submerso é mais usual em BRMs devido às condições operacionais satisfatórias, fluxo de permeado mais estável, aumento da pressão transmembrana relativamente baixo e gasto energético reduzido, devido à ausência de recirculação e menor ocorrência da colmatação, presenciada nos módulos externos (METCALF; EDDY, 2003; GUPTA; JANA e MAJUMDER, 2008).

Na Figura 3 são apresentadas as conformidades de BRMs de módulo externo e submerso, representados pelas letras A e B, respectivamente.

**Figura 3** – Conformidades de BRMs de módulo externo (A) e módulo submerso (B).



Fonte: Judd e Judd (2011).

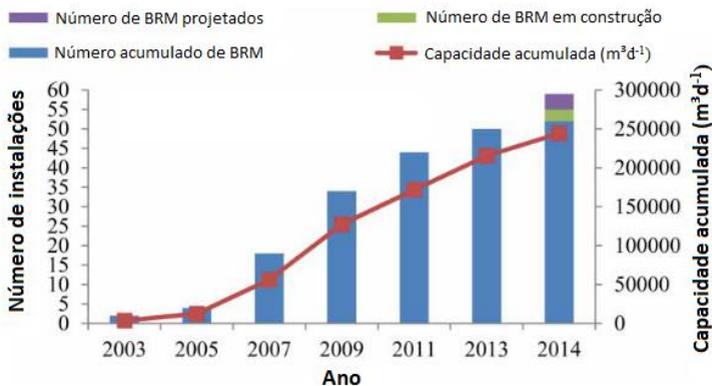
Outra maneira de classificar os biorreatores a membrana se dá pelo tipo de regime de operação, podendo ser dividido em contínuo ou em batelada sequencial (JUDD; JUDD, 2011). Os BRMs de fluxo contínuo necessitam de diferentes unidades de tratamento para realizar os processos biológicos/filtração e separação da fase sólida/líquida. Já nos biorreatores em batelada sequencial essas etapas do tratamento ocorrem em um único reator operando em fluxo intermitente (GRADY et al., 2011; (BELLI et al., 2016).

Judd (2017) comenta que os biorreatores a membrana constituem o processo de tratamento biológico de esgotos que oferece a maior eficiência de remoção de turbidez e patógenos do efluente. Esta eficiência superior de tratamento oferecida pelos BRMs frente a processos tradicionais, como lodos ativados ou tratamentos físico-químicos, pode ser amplamente encontrada na literatura, como apresentado por Kootenaei e Aminirad (2014), por exemplo. Além disso, Yang, Cicek e Ilg (2006) e Dohare e Trivedi (2014) apontam a possibilidade de aplicação dessa tecnologia no tratamento de diferentes tipos de efluentes industriais, considerando que as características físico-químicas desse tipo de resíduo podem gerar dificuldade no seu tratamento via métodos convencionais.

A redução do custo dos sistemas com membranas sugere um aumento na competitividade dos BRMs no futuro (IGLESIAS et al., 2017), tendo em vista que a versatilidade dessa tecnologia, juntamente com a redução do seu custo, vêm contribuindo para o crescimento do número de estações de tratamento de esgoto (ETEs) com biorreator a membrana. Além disso, Judd e Judd (2006) comentam que a redução da área disponível para a construção de estações de tratamento nas cidades, a criação a nível mundial de regulamentações cada vez mais restritivas, o surgimento e crescimento de escassez de água, bem como a otimização constante do processo favorecem a utilização dos BRMs, dando credibilidade à tecnologia e tornando-a uma escolha inteligente. Ainda nesse contexto, Iglesias et al. (2017) apontam para a competitividade de tecnologias com membranas, tendo em vista a necessidade da ampliação da capacidade de ETEs devido ao aumento da vazão de esgoto e da sua carga de DBO, além do surgimento de padrões de lançamentos de nutrientes mais restritivos.

A Espanha se encontra entre os países com maior utilização de BRMs e água de reúso da Europa, tendo aumentado consideravelmente o número de BRMs instalados entre 2003 e 2014 (IGLESIAS et al., 2017), como é apresentado na Figura 4. Tal crescimento vai ao encontro do aumento da competitividade desta tecnologia, tendo em vista a crescente necessidade de buscar fontes alternativas de água e demais problemáticas já apresentadas.

**Figura 4** – Evolução dos BRMs na Espanha.



Fonte: Iglesias et al. (2017).

Como exemplo de investimento em uma ETE utilizando BRM, Judd e Judd (2011) relacionam os custos de implantação e operação para diferentes cenários. O primeiro cenário analisado consiste na situação na qual a estação funciona de forma híbrida, onde o BRM trataria uma vazão diária constante e o excedente seria remetido ao tratamento por lodos ativados convencional. A segunda situação é quando a estação com BRM é dimensionada para uma vazão máxima equivalente à três vezes a vazão média. Constatou-se que a situação de planta híbrida segue o cenário ideal, onde não há subutilização do potencial de tratamento instalado, pois nesta ocasião o custo total sobre a implantação e operação, em um tempo de vida da estação igual a 30 anos, é 54% inferior. Para não utilizar outro tipo de tratamento para a vazão excedente, ou aumentar o número de membranas, pode-se considerar a instalação de um tanque de equalização, conferindo então uma vazão constante. Neste caso percebeu-se, em comparação com a segunda situação, que o custo total sobre a estação reduziu 21%, devido à redução de 9,2% no valor de implantação, 20% no de operação e aumento de 22% na utilização média da estação.

## 2.2.1 MEMBRANAS FILTRANTES APLICADAS NOS BIORREATORES A MEMBRANA

As membranas nasceram com configuração e utilidades diferentes das empregadas atualmente no saneamento. O primeiro experimento de ultrafiltração foi realizado no ano de 1856, quando Schmidt's utilizou membranas com 1-50 nm de porosidade construídas a partir de corações bovinos para separar acácia solúvel, o que motivou a inserção de outros pesquisadores e empresas nesta linha de pesquisa, como Thomas Graham's, que em 1861 inseriu membranas na separação de gases, e Sartorius Werke GmbH, que em 1925 foi o primeiro fornecedor de membranas com microfiltração, majoritariamente para laboratórios e outras instituições de pesquisa (JUDD; JUDD, 2011).

A aplicação das membranas filtrantes no saneamento contribuiu para o alcance de maiores eficiências no tratamento de esgotos. A capacidade dessa tecnologia em remover poluentes de tamanho extremamente reduzido favorecem o uso do efluente tratado para fins nobres não potáveis, contribuindo para a economia de água potável e para a conservação dos recursos hídricos (JUDD; JUDD, 2006).

A eficiência das membranas filtrantes pode ser determinada através da sua seletividade, a qual está diretamente relacionada ao tamanho dos poros da membrana, determinando o tipo de partícula que será retida no processo de filtração (MULDER, 1996). Tendo isso em vista, os processos de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa são utilizados conforme a exigência de separação de partículas e solutos da solução a ser filtrada, e a sua escolha influencia no custo de aquisição dos módulos de membrana, bem como no gasto energético necessário para manter o processo de filtração (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; METCALF; EDDY, 2003). A correlação entre o tipo de filtração, tamanho dos poros das membranas, pressão aplicada e exemplos de materiais retidos são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2** – Tipos de filtração e suas principais características.

<b>Tipo de filtração</b>	<b>Tamanho do poro (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Pressão aplicada (atm)</b>	<b>Exemplo de material retido</b>
Microfiltração	0,05 – 2,0	1 – 3	Material em suspensão, bactérias.
Ultrafiltração	0,005 – 0,1	2 – 7	Coloides, macromoléculas.
Nanofiltração	0,001 – 0,001	5 – 20	Macromoléculas (baixa massa molar).
Osmose inversa	Não detectável	30 – 150	Todo material solúvel e em suspensão.

Fonte: Madaeni (1999) e Habert, Borges, Nobrega (2006).

Outro parâmetro importante na escolha e operação de um sistema com membranas é o fluxo de permeado que ultrapassa os seus poros, definido pelo volume que flui pela membrana por unidade de área e tempo, podendo ser expresso em volume, pelas unidades  $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,  $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ ,  $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , ou também em unidade de massa ou mols, utilizando a densidade do permeado e o seu peso molecular.

Considerando os tipos de módulos de membranas mais aplicados nos BRMs, é possível destacar as conformidades fibra oca e placas planas (IGLESIAS et al., 2017; METCALF; EDDY, 2014; YANG; CICEK; ILG, 2006), com fluxo de fora para dentro, utilizando micro ou ultra filtração, com membranas confeccionadas a partir de diferentes polímeros, dentre estes, fluoreto de polivinilideno (PVDF), polietileno (PE), polietersulfona (PES) e polipropileno (PP), (METCALF; EDDY, 2014).

De acordo com Cote, Alam e Penny (2012), membranas de conformidade placas planas costumam ser utilizadas em instalações com capacidade inferior a  $5.000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ , enquanto as fibras ocas são aplicadas para todas as faixas de vazões. Os autores ainda estimam que 75% de todos os BRMs instalados no mundo utilizam membranas tipo fibra oca nos seus processos.

## 2.2.2 CONTROLE COLMATAÇÃO EM BIORREATORES A MEMBRANA

A colmatação é considerada um dos principais obstáculos para a comercialização em larga escala dos BRMs, uma vez que a sua ocorrência contribui para o aumento de problemas operacionais, como a redução do fluxo de permeado ou o aumento da pressão transmembrana, devido à deposição e acumulação indesejada de microrganismos, coloides, solutos e detritos celulares nos poros e superfície da membrana (KRAUME; DREWS, 2010; MENG et al., 2009; METCALF; EDDY, 2014). Meng et al. (2009) ainda comentam acerca da classificação da colmatação, indicando a divisão deste fenômeno em colmatação removível (formação de torta, facilmente revertida através de limpeza física), irremovível (obstrução de poros, revertida com limpeza química) e irreversível (não pode ser removida por nenhum tipo de limpeza).

A colmatação pode ser ocasionada por agentes físicos, químicos ou biológicos contidos no licor misto, já presentes no esgoto afluente ao sistema, ou formados devido à atividade biológica do tratamento biológico. Os agentes da colmatação, seus principais constituintes e possíveis formas de controle são apresentados na Tabela 3.

Neste contexto, Metcalf e Eddy (2014) apontam três principais métodos de controle da colmatação em biorreatores a membrana: utilização de peneiras (melhoria das condições do licor misto),

procedimentos de controle operacional (limpeza física), e manutenções com limpezas químicas das membranas. Segundo os autores, as peneiras utilizadas possuem poros com diâmetro entre 0,8 e 2,0 mm, tendo como principal função evitar o contato de cabelos e materiais fibrosos com a membrana. Além disso, os procedimentos de controle operacional consistem, na maior parte das vezes, na aeração das membranas, juntamente com a realização do relaxamento e fluxo reverso de permeado. Por fim, também são realizadas manutenções com limpezas químicas semanais caracterizadas pelo fluxo reverso com hipoclorito de sódio ( $200 \text{ mgL}^{-1}$ ) e ácido cítrico ( $2000 \text{ mgL}^{-1}$ ), bem como limpezas químicas profundas dos poros das membranas, realizadas de 2 a 4 vezes ao ano. As características de operação e design de alguns fabricantes de membranas são apresentadas na Tabela 4.

A necessidade de intensificar a aeração da membrana, aumentar a atividade de bombas de sucção, além da utilização de produtos químicos e interrupção do tratamento para relaxamento da membrana ou fluxo inverso de permeado contribuem para os aumentos dos custos de operação de BRMs (KRAUME; DREWS, 2010). Todavia, Yang, Cicek e Ilg (2006) e Judd (2017) apontam para o grande número de estudos realizados para a caracterização e controle da colmatação das membranas, fato que indica preocupação com o assunto, bem como desenvolvimento de novas tecnologias para reduzir a sua ocorrência.

**Tabela 3** – Constituintes que afetam a colmatação em BRMs e seus métodos de controle.

<b>Agentes da colmatação</b>	<b>Principais constituintes</b>	<b>Método de controle</b>
Físicos	Cabelo, material fibroso, coloides inorgânicos, sólidos suspensos	Peneiras Varredura com ar Relaxamento Fluxo reverso Cloro
Químicos	Alta alcalinidade, ferro solúvel, óleos e graxas	Ácido Cítrico Ácido Cítrico Cloro Hipoclorito
Biológicos	Substâncias poliméricas extracelulares	Controle do $\theta_c$ Varredura com ar Cloro Ácido cítrico
Biológicos	Coloides orgânicos	Controle do $\theta_c$ Fluxo reverso Cloro Ácido cítrico

Fonte: Metcalf e Eddy (2014).

**Tabela 4** – Características de operação e design de fornecedores de membranas.

<b>Fabricante</b>	<b>GE Zenon</b>	<b>Kubota</b>	<b>Siemens</b>	<b>Huber</b>
Membrana	Fibra oca	Placa plana	Fibra oca	Placa plana
Filtração	UF	MF	UF	UF
Área de filtração (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	300	150	334	160
Localização no sistema	TB ou TM	TB ou TM	TM	TB ou TM
TPM (kPa)	3-14	14-55	3-14	14-55
<b>Controle da colmatção</b>				
Peneiras (mm)	1-2	≤3	1-2	≤3
Relaxamento ( <i>on/off</i> , min/min)	9,5/0,5	9/1	9/1	NA
Fluxo inverso	Sim	Não	Sim	Não
Fluxo inverso (cloro)	1-2/sem	Não	1-2/sem	Não
Fluxo inverso (ácido cítrico)	1/sem	Não	Não	Não
<b>Limpeza química profunda da membrana</b>				
Frequência anual	2-3	2-3	3-4	Quando necessário
Isolamento da membrana	ET	<i>In loco</i>	ET	<i>In loco</i>
Aplicação	Imersão	Fluxo reverso	Imersão	Fluxo reverso
Produtos químicos	NaClO e C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>	NaClO e C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>	NaClO e C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>	NaClO e C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>

Fonte: Metcalf e Eddy (2014).

Legenda: UF: ultra filtração. MF: micro filtração. TB: tanque biológico. TM: tanque de membranas. TPM: pressão transmembrana. ET: esvaziamento do tanque. NaClO: hipoclorito de sódio. C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub>: ácido cítrico.

## 2.3 REÚSO URBANO NÃO POTÁVEL DE ESGOTO TRATADO

Diante de uma projeção de aumento da demanda hídrica global em 55% até 2050 (UNESCO, 2015), a aplicação de processos avançados de tratamento de águas residuárias para a produção de água de reúso vem ganhando espaço no saneamento, representando uma estratégia fundamental para a proteção dos recursos hídricos e para o desenvolvimento sustentável como um todo.

Com o objetivo de facilitar o entendimento acerca das diversas formas de praticar o reúso, é possível classificá-lo como reúso indireto não planejado, reúso indireto planejado e reúso direto planejado (TELLES; COSTA, 2007).

Segundo os autores, o reúso indireto não planejado é caracterizado pelo despejo e consequente diluição de esgoto, tratado ou não, em um corpo receptor e a sua posterior coleta e uso a jusante, de maneira não intencional e não controlada. Já no reúso indireto planejado, o despejo e diluição de efluente tratado é realizado de maneira controlada, atendendo a algum benefício. Por fim, o reúso direto planejado ocorre quando o esgoto tratado é enviado diretamente para o seu local de reúso, como o ocorrido, por exemplo, na irrigação de agricultura.

A prática do reúso de água em larga escala pode ser encontrada nas zonas áridas e semiáridas das regiões oeste e sudoeste dos Estados Unidos, bem como nos estados da Flórida e Carolina do Sul. Seguindo o princípio da precaução, a aplicação da água de reúso é majoritariamente para fins nobres não potáveis, como irrigação de agricultura e gramados, recarga de aquíferos e outros usos industriais. Cabe ressaltar que a utilização da água de reúso para esses fins permite direcionar a água potável para as situações nas quais realmente se faz necessária. Portanto, tecnologias avançadas de tratamento de esgotos, como adsorção em carvão ativado, processos oxidativos avançados, troca iônica e biorreatores a membrana devem ser incluídas nas ETEs para possibilitar o aumento da produção de água de reúso (METCALF; EDDY, 2003).

A difusão desse tipo de prática é prejudicada principalmente pela falta de regulação, conhecimento técnico e compreensão pública. No cenário global, as manifestações mais proeminentes direcionadas a suprir essa necessidade encontram-se em documentos da Organização Mundial da Saúde (OMS), Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) e da Austrália (EPA), além das legislações individuais de países europeus, os quais definem guias para a elaboração de normativas e critérios relacionados ao reúso da água. De maneira geral, estes

documentos reafirmam a importância da elaboração de políticas para explorar o potencial do reúso de maneira a garantir sempre a proteção da saúde pública, além de fornecer informações técnicas e metodológicas como subsídio para que cada local possa desenvolver suas próprias diretrizes legais.

Na Tabela 5 são apresentados padrões internacionais de qualidade para a água de reúso segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), além da legislação nacional da Grécia, Itália e Espanha.

**Tabela 5** – Padrões internacionais de qualidade para a água de reúso.

Parâmetro	USEPA Classe C	Grécia	Itália	Espanha
DBO <sub>5</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	< 10	10 – 25	< 20	-
pH	6 – 9	6,5 – 8,5	6,0 – 9,5	-
SST (mg/L)	< 10	2 – 35	10	5 – 35
Turbidez (NTU)	< 2	2 – sem limite	-	1 – 15
<i>E. coli</i>	2,2 NMP/ 100 mL	5 – 200 UFC/100 mL	10 UFC/100 mL	0 – 10 <sup>4</sup> UFC/100 mL
Fósforo total (mgL <sup>-1</sup> )	- <sup>1</sup>	1 – 2	2	1 – 2
Nitrogênio total (mgL <sup>-1</sup> )	- <sup>1</sup>	30	15	10
Cloro residual (mgL <sup>-1</sup> )	0,5 – 2,5	Varia de acordo com a legislação e classe da água de reúso.		
Principais aplicações	Domésticas e comercias internas restritas e externas irrestritas.	Variam de acordo com a legislação e classe da água de reúso.		

<sup>1</sup> Valores variam conforme o estado e a aplicação desejada.

Fonte: Adaptado de (USEPA, 2004) e (SANZ; GAWLIK, 2014).

No caso do Brasil, não há uma lei nacional direcionada especificamente à regulamentação do reúso de águas. O documento de referência mais relevante nesse assunto, em nível nacional, é a NBR

13969/97 (ABNT, 1997), que dita as classes de água de reúso conforme o seu uso final e o contato com o usuário. Os padrões de qualidade determinados pela NBR 13969/97 para diferentes classes de água de reúso são apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6** – Padrões de qualidade para diferentes classes de água de reúso segundo NBR 13969/97.

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	-	-	-	-
pH	6,0 – 8,0	-	-	-
SST (mg/L)	< 200,0	-	-	-
Cloro residual (mg/L)	0,5 – 1,5	> 0,5	-	-
Turbidez (NTU)	< 5,0	< 5,0	< 10,0	-
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	< 200,0	< 500,0	< 500,0	< 5000,0
Principais aplicações	Contato direto com o usuário: lavagem de carros, chafarizes.	Lavagens de pisos, calçadas e irrigação de jardins.	Descarga de vaso sanitário.	Irrigação <sup>1</sup> de pomares, cereais, forragens, pastagens.

<sup>1</sup> Oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L. As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

Fonte: Adaptado de ABNT (1997).

De modo a complementar a norma, o documento Conservação e Reúso da Água em Edificações, redigido pela união da Agência Nacional de Águas (ANA), a Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) e o Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo (SINDUSCON/SP) traz recomendações para parâmetros de qualidade da água de reúso. Algumas das recomendações de qualidade determinados pela ANA, FIESP e SINDUSCON/SP para diferentes classes de água de reúso estão apresentadas na Tabela 7.

**Tabela 7** – Recomendações de qualidade para diferentes classes de água de reúso segundo ANA, FIESP e SINDUSCON/SP.

<b>Parâmetro</b>	<b>Classe 1<sup>1</sup></b>	<b>Classe 2</b>	<b>Classe 3</b>	<b>Classe 4<sup>3</sup></b>
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	≤ 10,0	≤ 30,0	≤ 20,0	-
pH	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,8 – 7,2
SST (mg/L)	< 5,0	< 30,0	≤ 20,0	≤ 100,0
Turbidez (UT)	≤ 2,0	-	≤ 5,0	-
Cor (UH)	≤ 10,0	-	≤ 30,0 <sup>2</sup>	-
Coliformes fecais	Não detectável	≤ 1000/mL	≤ 200/100mL	≤ 2,2NMP/100mL
Nitrato (mg/L)	≤ 10,0	-	-	-
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	≤ 20,0	-	-	-
Nitrito (mg/L)	≤ 1,0	-	-	-
Fósforo total (mg/L)	≤ 0,1	-	-	≤ 1,0
Principais aplicações	Contato direto: descarga de vaso sanitário; lavagem de pisos, roupas e veículos; chafarizes.	Reúso na construção: lavagem de agregado, preparo de concreto, compactação de solo e redução da poeira.	Irrigação de áreas verdes e rega de jardins.	Torres de resfriamento (equipamentos de ar condicionado).

<sup>1</sup> Detecção de cloro residual em todo o sistema de distribuição para evitar problemas com sedimentação, odores, obstrução e materiais flutuantes.

<sup>2</sup> Cor aparente.

<sup>3</sup> Torre de resfriamento com recirculação (opção mais restritiva).

Fonte: Adaptado de ANA; FIESP; SINDUSCON/SP (2005).

Um dos exemplos de utilização de água de reúso é a sua aplicação na recarga de aquíferos, a qual é aplicada principalmente nos EUA e nos

países áridos do Oriente Médio (ASANO, 2001) ganhando atenção também na Europa, onde se destaca junto ao reúso na área agrícola (RODRIGUEZ et al., 2009). Contudo, é importante ressaltar que a água de reúso deve ter qualidade suficiente para não poluir ou modificar as características das águas subterrâneas, além de não ocasionar a colmatção do solo ou a sua solubilidade excessiva (MARECOS; ALBUQUERQUE, 2010). Todavia, exemplos de sucesso podem ser encontrados, como é o caso do Condado de Orange, localizado na Califórnia/EUA, onde a injeção de água de reúso é realizada para impedir a intrusão salina, bem como aumentar a capacidade de captação de água subterrânea, a qual é distribuída para a população após passar por tratamento (ASANO, 2016).

Outra prática de reúso consiste na aplicação de esgoto doméstico tratado para fins industriais, como é o caso do Projeto Aquapolo, que consiste no maior empreendimento de recuperação de água para fins industriais do hemisfério sul, com capacidade instalada para produzir até 1.000 L.s<sup>-1</sup>, gerando economia de 900 milhões de litros de água potável por mês (BRK AMBIENTAL, 2018).

## 2.4 ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA APLICADA AO TRATAMENTO DE ESGOTOS

As estações de tratamento de esgoto, assim como qualquer empreendimento, passam por diversos estudos de viabilidade anteriores à sua implantação, os quais são realizados para facilitar a tomada de decisão e direcionar a escolha da opção mais interessante, seja em termos tecnológicos, ambientais, econômicos, ou um conjunto de diversos fatores. Uma das ferramentas mais populares para este tipo de análise é a CBA (*Cost Benefit Analysis*) (HUTTON; HALLER, 2004; HERNÁNDEZ-SANCHO; MOLINOS-SENANTE; SALA-GARRIDO, 2010).

Esta ferramenta estima o lucro líquido (NP – *Net Profit*), através da subtração entre os benefícios e custos atrelados a um empreendimento. Caso o NP seja positivo, tal iniciativa é considerada economicamente viável. Quando há a comparação de mais de uma situação, a melhor opção apresentará o maior valor de NP (TURNER et al., 2004).

Nessa análise são consideradas apenas custos e benefícios com valor de mercado estipulado, portanto, apenas impactos internos são levantados. Contudo, é primordial ressaltar que estações de tratamento de esgoto possuem impactos ambientais positivos que não podem ser ignorados do ponto de vista econômico. Essa abordagem tem sido cada vez mais reconhecida, pois evita a subestimação dos benefícios desse tipo de empreendimento, sendo indicada pela *Water Framework Directive* (EC, 2000), a qual comenta que as medidas aplicadas para garantir a qualidade da água em rios devem considerar, além dos custos financeiros, os passivos ambientais e outros recursos envolvidos, apresentando análises econômicas rigorosas e detalhadas.

Hai, Yamamoto e Lee (2013) comentam acerca da necessidade de considerar as externalidades envolvidas em cada situação analisada, que por definição são os custos ou benefícios provenientes de empreendimentos que impactam a população, além de si mesmos, sem que haja compensação financeira. Portanto, os benefícios ambientais decorrentes de uma estação de tratamento de esgoto podem ser considerados como externalidades positivas.

Considerando o fato desses benefícios ambientais não possuírem um valor de mercado associado, é necessário buscar ferramentas e metodologias para estimá-los, possibilitando a sua integração na CBA. Para realizar tal mensuração, Hernandez Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2010) adaptaram a metodologia *Distant Function* (FÄRE et al., 1989) para o ramo do tratamento de esgoto, ao considerá-lo como um processo produtivo no qual o produto final desejado é esgoto tratado enquanto os subprodutos indesejáveis são, por exemplo, sólidos suspensos, nutrientes e matéria orgânica. A partir dessa abordagem, é possível quantificar o *Shadow Price* de qualquer poluente que a ETE remova com o seu tratamento. Neste caso, o termo *Shadow Price* se refere ao dano ambiental evitado pelo não despejo de tal poluente no meio. Ou seja, pode ser interpretado como a economia gerada pela destinação da poluição para o tratamento, ao invés de direcioná-la diretamente para a natureza (HAI; YAMAMOTO; LEE, 2013).

### 2.4.1 Estudo de caso: Hernandez Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2010)

O estudo de Hernandez Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2010) consistiu na análise de informações estatísticas de 43 ETEs localizadas na região de Valência, Espanha, no ano de 2004. O volume de esgoto tratado pelas estações variava de 1.000.000 à 10.000.000 m<sup>3</sup>/ano, sendo que todas as plantas contavam com tratamento secundário voltado para a remoção de nitrogênio e fósforo. Nesse contexto, o produto desejado de cada ETE era o esgoto tratado, enquanto os subprodutos indesejáveis eram nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos e matéria orgânica (DBO e DQO).

Para a obtenção dos *Shadow Prices* dos poluentes removidos pelas estações foi necessário associar um valor de mercado ao esgoto tratado. Contudo, é preciso considerar a variabilidade desse dado conforme o destino final do efluente e o seu uso potencial. Tendo isso em vista, foram determinados valores para o produto desejável do processo de tratamento segundo dados referentes às iniciativas do governo espanhol no que tange o reúso de água e demais assuntos associados, conforme apresentado na Tabela 8.

**Tabela 8** – Valores da água tratada (€/m<sup>3</sup>) e *Shadow Prices* para os poluentes removidos pelas ETEs (€/kg).

Destino final	Valor da água tratada (€/m <sup>3</sup> )	<i>Shadow Prices</i> (€/kg)				
		N	P	SST	DBO	DQO
Rio	0,7	- 16,353	- 30,944	- 0,005	- 0,033	- 0,098
Mar	0,1	- 4,612	- 7,533	- 0,001	- 0,005	- 0,010
Mangue	0,9	- 65,209	-103,424	- 0,010	- 0,117	- 0,122
Reúso	1,5	- 26,182	- 79,268	- 0,010	- 0,058	- 0,140

Fonte: Hernandez Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2010).

Pode-se perceber que os valores obtidos para os *Shadow Prices* são negativos. Isso acontece, pois segundo o ponto de vista do processo

produtivo, esses subprodutos não possuem valor de mercado associado e, portanto, não possuem capacidade de gerar renda. Porém, como dito anteriormente, novas tendências inferem na interpretação desses dados como uma economia gerada ao evitar a necessidade de recuperação do meio caso aquela poluição estivesse sendo nele despejada sem o devido tratamento.

Analisando os resultados obtidos pelo estudo, conclui-se que a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) implica no maior benefício ambiental, seguido pela remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Comparando os destinos finais considerados, percebe-se o grande impacto potencial do despejo de esgoto não tratado em mangues. Isso pode estar associado à grande sensibilidade e importância ambiental desse tipo de ambiente natural, pois atua como abrigo e local de reprodução de diversas espécies. Contudo, cabe ressaltar que o impacto referente ao despejo em outras localidades, apesar de menor, não é negligenciável.

Por fim, o benefício ambiental total proveniente do tratamento do esgoto é apresentado na Tabela 9.

**Tabela 9** – Benefício ambiental do tratamento de esgotos em €/ano e €/m<sup>3</sup>.

<b>Poluentes</b>	<b>Remoção do poluente (kg/ano)</b>	<b>Benefício ambiental (€/ano)</b>	<b>Benefício ambiental (€/m<sup>3</sup>)</b>	<b>%</b>
Nitrogênio	4.287.717	98.133.996	0.481	59.6
Fósforo	917.895	50.034.733	0.245	30.4
Sólidos Suspensos	60.444.987	448,098	0.002	0.3
DBO	59.635.275	2.690.421	0.013	1.6
DQO	113.510.321	12.364.429	0.066	8.1
<b>Total</b>		<b>164.671.677</b>	<b>0.807</b>	<b>100.0</b>

Fonte: Hernandez Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2010).

Observa-se novamente que a remoção de Nitrogênio e Fósforo constituem a maior parcela do benefício ambiental gerado pelas ETEs analisadas, somando 90% da sua totalidade. Além disso, o valor de 0,807 euros economizado em remediação ambiental para cada metro cúbico de esgoto tratado destaca a importância do tratamento eficiente das águas residuárias e aponta a relevância da inserção desse tipo de dado em estudos de CBA ou similares, além de ir ao encontro de regulamentações

e normativas, como por exemplo, a *Water Framework Directive* (EC, 2000).

Pesquisas desse cunho contribuem para o aumento da valorização e reconhecimento dos serviços ambientais como iniciativas que representam benefícios sociais, ambientais e econômicos. Hai, Yamamoto e Lee (2013) comentam que a obtenção de dados como os *Shadow Prices* traz pontos positivos como, por exemplo, a possibilidade de aplicação de taxas para o uso de recursos/serviços ambientais, maior entendimento do benefício associado a investimentos em projetos que visam o aumento da eficiência de uma ETE, além do fato da aplicação deste tipo de metodologia ser mais econômica do que os tradicionais serviços de pesquisa e amostragem.

## 2.5 ANÁLISE DE CUSTO DE CICLO DE VIDA NO CONTEXTO AMBIENTAL

De uma forma geral, o ciclo de vida consiste em estágios sucessivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou geração de recursos naturais até a disposição final (ISO, 2006). Na engenharia, a tomada de decisão para a escolha entre diferentes sistemas normalmente é baseada nos custos iniciais. Contudo, pesquisas indicam que os custos de logística e manutenção, unidos aos demais dispêndios relativos à posse, podem superar de dez a cem vezes o investimento inicial da aquisição (DHILLON, 2010).

Tendo isso em vista, é necessário utilizar metodologias que contemplem os dispêndios atrelados ao custo do ciclo de vida dos sistemas e produtos, possibilitando uma visão mais detalhada do investimento e auxiliando nas tomadas de decisões. Segundo Emblemsvåg (2003), o custo de ciclo de vida pode ser definido como o custo total ao longo da vida de um ativo, incluindo planejamento, design, aquisição, suporte e demais gastos relacionados à posse ou o seu uso.

O termo Custo do Ciclo de Vida (CCV), ou *Life Cycle Costing*, foi utilizado pela primeira vez em 1965, no documento “*Life Cycle Costing in Equipment Procurement*”, redigido pelo Departamento de Defesa dos EUA, o qual estimulou a prática do custeio do ciclo de vida (DHILLON, 2010). Uma das definições mais recentes de análise de custo de ciclo de

vida (ACCV) é apresentada por Kubba (2010). O autor comenta que este é um método utilizado para avaliar todos os custos importantes ao longo do tempo de vida de um projeto ou produto, o qual leva em consideração custos iniciais, como investimento de capital e instalação; gastos futuros, incluindo energia, manutenções e operação; além dos custos relativos à revenda, resgate ou eliminação do ativo em questão.

Considerando o contexto da engenharia ambiental, a utilização da ACCV passa a ser significativa após o ano 2000. Rebitzer, Hunkeler e Jolliet (2003) destacam que a sustentabilidade só pode ser atingida se as soluções propostas e implementações ambientais e sociais forem economicamente viáveis, e apontam a ACCV como uma ferramenta importante para introduzir a visão econômica na tomada de decisão acerca de projetos de cunho ambiental, como por exemplo, na escolha de qual tipo de tratamento aplicar em uma ETE.

É importante ressaltar que o desenvolvimento da ACCV, seja em termos metodológicos ou de procedimentos, ocorreu mais expressivamente pela aplicação específica do que através de modelos gerais. Portanto, não há um único método aplicável às inúmeras situações nas quais cabe a análise de custo de ciclo de vida, sendo comumente realizadas adaptações sobre modelos gerais para satisfazer condições específicas de cada caso analisado. Espera-se que esta ferramenta receba maior atenção com o passar dos anos, agindo como um pilar na análise sustentável, unida à análise de ciclo de vida (ACV) e demais avaliações de cunho social (HUNKELER et al., 2008).

A seguir são apresentadas as principais informações de três estudos relativos à ACCV no domínio ambiental, realizados por Dhillon (2009), Koul e John (2015) e Bhoje, Saner e Aher (2016). É indicada a leitura dos textos originais caso deseje-se aprofundar o conhecimento acerca do conteúdo apresentado.

### **2.5.1 Modelo de Dhillon (2009) para uma estação de tratamento de resíduos**

Dhillon (2009) apresenta alguns modelos para estimar o custo do ciclo de vida de situações genéricas, bem como para alguns contextos específicos. Dentre eles, o autor comenta acerca de um modelo relativo à

uma estação de tratamento de resíduos, indicando que o CCV deste tipo de empreendimento se apresenta segundo a Equação 1.

$$LCC = CONC + EDIC + OPC + DDC + SRC + WTDC + FEC$$

Equação 1

Em que,

LCC = custo do ciclo de vida da instalação de tratamento de resíduos;

CONC = custo de construção, contemplando custos de melhorias de terra, espaço de trabalho e gerenciamento de obra;

EDIC = custo de engenharia, design e inspeção;

OPC = custo de operação, incluindo materiais, organização, manutenção, equipamentos secundários etc.;

DDC = custo de descontaminação e desativação, incluindo ainda os resíduos gerados nas respectivas etapas;

SRC = custo de *start-up* e revisão que incluem custos com itens como treinamento de pessoal, manuais de operação e manutenção, custos de testes iniciais;

WTDC = custo com transporte e disposição dos resíduos;

FEC = *front-end cost* que incluem custos de gerenciamento de projetos e custos de estudos preliminares.

### 2.5.2 Modelo de Koul e John (2015)

O estudo feito por Koul e John (2015) foi desenvolvido com o objetivo de avaliar comparativamente diferentes tecnologias de tratamento de esgoto. Três tipos de reatores foram analisados: UASB, reator de batelada sequencial (SBR) e reator de leito móvel com biofilme (MBBR).

As informações obtidas para realizar a ACCV consistiam em dados de custo iniciais, como construção civil, instalação de equipamento, requerimento de terrenos; e gastos de operação e manutenção, considerando eletricidade, obras de substituição, mão de obra, serviços de manutenção e afins. O custo anual total foi calculado segundo a Equação 2.

$$TAC = (CRF \times IC) + OMC$$

Equação 2

Em que,

TAC: Custo Anual Total;

CRF: Fator de Recuperação de Capital (para 12%);

IC: Custo inicial;

OMC: Custo de operação e manutenção.

Considerou-se um tempo de vida útil igual a 30 anos para as estações analisadas. A taxa de juro anual aplicada foi de 12% e o respectivo CRF resultou em 0,124. Por fim, o custo do ciclo de vida foi obtido através da substituição do valor de TAC, representando o custo uniforme anual, na Equação 3.

$$F = A \left[ \frac{(1 + i)^n - 1}{i} \right]$$

Equação 3

Em que,

F = Custo total no fim de n anos;

A = Custo uniforme anual;

n = período em anos;

i = taxa de juro anual.

O estudo também abordou a influência das eficiências de remoção de diferentes poluentes na escolha de qual tratamento utilizar, comentando que, dentre as tecnologias analisadas, não há uniformidade de posicionamento acerca de qual estação é mais eficiente. Isso acontece pois diferentes tratamentos removem com mais eficiência poluentes distintos. Como exemplo, apresenta-se as eficiências de remoção de sólidos suspensos totais e nitratos das ETEs avaliadas, as quais seguiram a ordem UASB > MBBR > SBR e MBBR > SBR > UASB, respectivamente. Tendo isso em vista, infere-se que a tomada deste tipo de decisão não poder ser baseada apenas na comparação de parâmetros

individuais de eficiência de tratamento, indicando a importância da inclusão da ACCV nesse contexto.

Por fim, os autores concluíram que ao considerar os requisitos padrão de área requerida para cada tecnologia, fornecidos pela literatura, a ACCV indicou o reator UASB como melhor opção, seguido do MBBR e SBR. Contudo, cabe ressaltar que ao analisarem os requisitos de área segundo as informações fornecidas pelas próprias ETEs, o reator UASB se apresentou com maior CVV, contradizendo estudos anteriores. Portanto, é importante se ater às peculiaridades e individualidades de cada situação avaliada, as quais tem potencial de afetar significativamente as conclusões da ACCV.

### 2.5.3 Modelo de Bhoje, Saner e Aher (2016)

Bhoje, Saner e Aher (2016) abordaram a ACCV no contexto ambiental, mais especificamente no tratamento de esgotos, ao analisarem duas estações de tratamento de esgoto baseadas em diferentes tecnologias, sendo a primeira por reator UASB e a segunda por lodos ativados. Para as duas estações, foram coletadas as informações de custos iniciais de construção, dispêndios anuais de operação, manutenção e eletricidade, bem como todos os custos com equipamentos e maquinários. Foi incluído também o custo de revenda, adotado como 10% do valor da construção civil.

Aplicou-se o método do valor presente para a ACCV, considerando-se 30 anos de projeto e o ano de 2012 como base para as conversões dos valores. O custo total do ciclo de vida foi calculado pela Equação 4.

$$LCC = C + R + A + M + E - S$$

Equação 4

Em que,

LCC = custo total do ciclo de vida;

C = custo inicial;

R = valor presente do custo de substituição;

A = valor presente dos custos recorrentes anuais de operação, manutenção e reparo;

M = valor presente dos custos não recorrentes anuais de operação, manutenção e reparo;

E = valor presente do custo energético;

S = valor presente de revenda ou recuperação.

A Equação 5 foi utilizada para calcular o valor presente.

$$PV = \frac{Ct}{(1 + r)^t}$$

Equação 5

Em que,

PV = valor presente;

Ct = custo no ano t;

r = taxa de desconto.

A Equação 6 foi utilizada para calcular a taxa de desconto, considerando-se a média dos últimos 25 anos da taxa de juros e da inflação da Índia, país onde realizou-se o estudo.

$$1 + r = \frac{(1 + \text{taxa de juros})}{(1 + \text{inflação})}$$

Equação 6

Como as estações possuíam capacidades instaladas de tratamento diferentes, considerou-se o custo por metro cúbico de esgoto tratado, a título de comparação. Utilizando a ACCV, foi possível verificar que o custo das estações analisadas foram similares, apontando para um valor 3,1% superior para o tratamento via lodos ativados. Os principais resultados do estudo estão apresentadas na Tabela 10.

**Tabela 10** – ACCV das tecnologias de tratamento de esgoto <sup>(1)</sup>.

<b>Descrição</b>	<b>UASB</b>	<b>Lodos Ativados</b>
Capacidade (MLD)	52	21
Capacidade (m <sup>3</sup> /dia)	52.000	21.000
Custo Total (Rupias)	689.750.338,70 INR	287.188.030,00 INR
Custo por MLD (Rupias)	13.264.429,59 INR	13.675.620,48 INR
Custo por m <sup>3</sup> (Reais)	68,83 BRL	70,96 BRL

Fonte: Adaptado de Bhoje, Saner e Aher (2016).

<sup>1</sup> Cotação média do ano de 2016.

Legenda: MLD: MLd<sup>-1</sup>

## 2.6 COMPORTAMENTO DO MERCADO DOS BIORREATORES A MEMBRANA

Um dos possíveis motivos para a existência da dificuldade em se obter e discutir dados econômicos pode estar relacionado ao comportamento do mercado de membranas e, conseqüentemente, dos BRMs. Os primeiros biorreatores a membrana foram comercializados por Dorr-Oliver no final dos anos sessenta, combinando ultrafiltração externa com o processo de tratamento de esgotos por lodos ativados em navios. Mais tarde, em 1989 no Japão, estudos envolvendo biorreatores a membranas imersas com ultrafiltração realizados por Yamamoto, Hiasa, Mahmood, & Marsuo contribuíram para que o governo instigasse o programa de reciclagem de água (JUDD; JUDD, 2011).

O mercado de BRMs se desenvolveu ao longo dos anos. Primeiramente, foram utilizados para fins descentralizados. Porém, o aumento do conhecimento a seu respeito levou à progressão da escala de implantação, sendo que em 1998, no Reino Unido, fora implantada a primeira estação de grande porte para tratamento de esgotos utilizando biorreatores a membrana. Anos depois, em 2006, registravam-se mais de 100 estações municipais operando BRMs na Europa (JUDD; JUDD, 2006).

Nos anos seguintes, a distribuição espacial de fornecedores obteve como primeiro lugar países como China e Taiwan, com 27% do mercado global. Já a Alemanha e a soma dos demais países europeus representaram 18% cada, e o Japão 14% (JUDD; JUDD, 2011). Isso mostra uma mudança no mercado mundial, com a inserção de novos fornecedores e

aumento da concorrência, tendendo assim à redução do custo da tecnologia.

Outro fator que deve ser levado em consideração é a variedade de tipos de módulos de membrana existentes, o que aumenta o número de variáveis existentes no entendimento do mercado de BRMs. Na Espanha e demais países da Europa, os módulos de fibra oca Zeeweed da GE (atualmente pertencente à empresa Suez Water) e placas planas submersas da Kubota estão dentre os mais utilizados (IGLESIAS et al., 2017). Contudo, os autores também apontam para a inclusão de equipamentos de outros fornecedores, como Toray, Huber, Koch e Microdym, em diversas instalações mais recentes.

Junto a este aumento no número de fornecedores espera-se também mais abertura dos dados acerca do custo da tecnologia e facilidade na obtenção de serviços mais econômicos, tendo em vista a maior concorrência entre as empresas. Isto possibilitaria a realização de estudos de viabilidade econômica mais representativos, baseados em dados históricos de mercado, auxiliando a tomada de decisão de engenheiros e demais profissionais sobre qual tipo de tecnologia de tratamento utilizar em cada situação apresentada.

## 2.7 CAPEX DE BIORREADORES A MEMBRANA

O investimento de implantação de ETEs com biorreator a membrana tende a ser inferior a LAC devido à maior compactidade da estação, o que leva a uma menor área requerida, além de dispêndios reduzidos com materiais, mão de obra e demais custos de construção civil (YOUNG et al., 2012a; JUDD, 2017). Contudo, esses dados podem variar significativamente conforme o local onde será implantada a ETE, devido à sua interferência direta nos quesitos construtivos da estação e os seus custos atribuídos. A área necessária para a implantação de um BRM gira em torno de 0,15 a 0,30 m<sup>2</sup> por habitante atendido (IGLESIAS et al., 2017), enquanto para LAC esses valores estão entre 0,2 e 0,3 m<sup>2</sup> e para lodos ativados por aeração prolongada, 0,25 e 0,35 m<sup>2</sup> por habitante atendido (VON SPERLING, 2007a).

Na Tabela 11 são apresentados os valores de diversos itens que podem ser considerados como CAPEX de uma estação contendo BRM.

Os valores atribuídos foram estimados por profissionais, bem como pesquisados no RS Means, um fornecedor mundialmente conhecido por oferecer dados de orçamento, *softwares* e serviços de construção civil.

Uma das principais diferenças no investimento inicial requerido entre LAC e BRM se dá pela aquisição dos módulos de membranas. O investimento associado à compra das membranas filtrantes é evidenciado como um dos principais fatores responsável pelo custo dos biorreatores a membrana, devido ao acréscimo causado sobre o CAPEX e OPEX da estação de tratamento de esgoto, considerando a necessidade de troca periódica das membranas (JUDD, 2017).

O capital necessário para implantar um sistema de membranas decresceu ao longo dos anos. Os custos das membranas reduziram de \$400/m<sup>2</sup> em 1992 para \$50/m<sup>2</sup> em 2005, considerando a configuração original de placas planas submersas (KENNEDY; CHURCHOUSE, 2005). Os valores das membranas do tipo fibra oca submersa se encontram entre \$15-25/m<sup>2</sup> (PEARCE, 2010). Além disto, Judd e Judd (2011) afirmam que membranas podem durar mais de uma década, e com o avanço e combinações de novas tecnologias, tendem a ter maior eficiência energética, atingindo patamares de custos de tipos de tratamentos convencionais, quando analisado o ciclo de vida da estação.

Cabe ressaltar também que o CAPEX de um sistema pode variar com o tamanho da estação em questão. Segundo Iglesias et al. (2017), o custo de implantação de um BRM, com capacidade variando entre 1.000 e 2.000 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, gira em torno de 2.000-3.200 €.m<sup>-3</sup>d e 420-650 €.hab<sup>-1</sup>. Já para instalações com capacidade superior a 10.000 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, o custo pode cair para 625 €.m<sup>-3</sup>d e 94 €.hab<sup>-1</sup>, devido à economia de escala.

**Tabela 11** – Valores base para cálculo de CAPEX.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor aproximado</b>	<b>Fonte</b>
Área	\$250.000/hectare	Estimativa do Engenheiro
Escavação	\$8,80/m <sup>3</sup>	RS Means (2012)
Aterro	\$10,50/m <sup>3</sup>	RS Means (2012)
Transporte de materiais	\$9,30/m <sup>3</sup>	RS Means (2012)
Concreto (laje)	\$720/m <sup>3</sup>	RS Means (2012)
Concreto (parede)	\$1.000/m <sup>3</sup>	RS Means (2012)
Corrimão	\$250/m	RS Means (2012)
Grade	\$470/m <sup>2</sup>	RS Means (2012)
Edificações	\$2.690/m <sup>2</sup>	RS Means (2012)
Pavimentação	\$44/m <sup>2</sup>	RS Means (2012)
Instalação de equipamentos	40% do custo do equipamento	Estimativa do Engenheiro
Instalação de membranas	10% do custo da membrana	Estimativa do Engenheiro
Controles e Fiações	25% do CAPEX	Estimativa do Engenheiro
Encanamentos	10% do CAPEX <sup>1</sup>	Estimativa do Engenheiro
Construção civil (mão de obra)	5% do CAPEX <sup>1</sup>	Estimativa do Engenheiro
Reserva para contingências	30% do CAPEX <sup>2</sup>	Estimativa do Engenheiro
Condições gerais	10% do CAPEX	Estimativa do Engenheiro
Administração dos edifícios	\$3.000	Estimativa do Engenheiro

Fonte: Young et al. (2014).

<sup>1</sup> Porcentagens válidas para cenários com Lodos Ativados Convencionais. Para casos com BRM, onde a área ocupada é inferior, deve-se ajustar estes valores para a área equivalente ocupada. Por exemplo, se um BRM ocupa metade da área de um Lodos Ativados, deve-se considerar o custo para encanamentos igual a 5% do CAPEX.

<sup>2</sup> Orçamento reservado para situações não previstas.

## 2.8 OPEX DE BIORREADORES A MEMBRANA

Este subitem contém os principais fatores que influenciam o OPEX dos biorreatores a membrana. Embora publicações comparando o OPEX de BRMs em escala real com outras tecnologias de produção de água de reúso não estejam disponíveis (IGLESIAS et al., 2017), a literatura indica os parâmetros abaixo como essenciais caso deseje-se avaliar os custos de operação de biorreatores a membrana.

### 2.8.1 Troca de membranas

Atualmente, a reposição periódica das membranas se encontra como segundo principal componente do OPEX de uma ETE atuando com BRM, estando atrás apenas do custo referente à energia (JUDD, 2017). Porém, no que tange este assunto, é necessário considerar a não padronização do tipo de membrana utilizada nos biorreatores, sendo que o seu valor pode variar de acordo com a sua conformidade. Além disso, cabe ressaltar que a exata posição de certo parâmetro na classificação dos custos de ETEs com BRM pode variar conforme a abrangência do estudo analisado. Por exemplo, Young et al. (2013) aponta que o pagamento de funcionários ocupa o primeiro lugar do OPEX deste tipo de estação de tratamento.

Ao considerar a troca dos módulos de membranas no cálculo do OPEX, deve-se ter em mente o tempo de vida das membranas, além de outros pontos principais. Iglesias et al. (2017) comentam que o tempo médio de vida útil de uma membrana gira em torno de 10 anos, e o seu custo varia segundo o ano da sua construção e o seu tipo. Segundo os autores, este item pode adicionar entre 10 a 12% no OPEX do sistema, e pode ser contabilizado entre € 0,02/m<sup>3</sup> e € 0,04 por m<sup>3</sup> de efluente tratado, considerando membranas com tempo de vida útil entre 8 e 10 anos.

### 2.8.2 Consumo energético

Em um sistema com biorreator a membrana, o consumo energético está principalmente relacionado ao sistema de filtração e à aeração do processo biológico (IGLESIAS et al., 2017). Segundo os autores, esses

itens representam de 50 a 80% do consumo energético geral da ETE, o qual gira em torno de 0,6 a 1,2 kWh.m<sup>-3</sup>, enquanto para sistemas com lodos ativados por aeração prolongada e outros tratamentos avançados para reúso de águas, o consumo energético geral se encontra em 1,2 kWh.m<sup>-3</sup>.

Conforme já comentado, a demanda energética para remediar a colmatção sofrida pela membrana ao longo da operação de um BRM está entre os principais gastos referentes ao OPEX, devido à redução do fluxo de permeado com a obstrução dos poros da membrana, gerando a necessidade de um maior gasto energético e esforço das bombas de sucção superior para elevar a diferença de pressão na membrana de forma a continuar a filtração (KRAUME; DREWS, 2010). Além disso, os autores comentam que a necessidade de aumentar a aeração da membrana para retardar a colmatção, utilização de produtos químicos, interrupção do tratamento para relaxamento da membrana ou fluxo reverso de permeado para remover a camada de lodo da sua superfície também contribuem para o aumento dos gastos operacionais

Contudo, é importante ressaltar que o controle da colmatção é o tema relacionado às membranas com maior número de publicações na América do Norte (YANG; CICEK; ILG, 2006), indicando a preocupação existente com a questão e a tendência de criação de novas soluções para minimizar a sua ocorrência. Mais recentemente, Judd (2017) comenta de forma similar a alta presença de estudos científicos nessa área, após ter realizado uma análise bibliométrica que acarretou na presença do termo colmatção como principal resultado.

A redução do OPEX de biorreatores a membrana no tratamento de esgoto, em comparação à configuração original dos BRMs, foi obtida primordialmente devido ao aumento da sua eficiência energética. Dentre os diversos custos englobados pelo OPEX, o consumo energético recebe a maior parcela de atenção e é o parâmetro principal de comparação entre BRM e LAC (YOUNG et al., 2013, 2014; WOZNIAK, 2012; FOLEY et al., 2010).

O principal fator a ser considerado quando se faz a comparação do consumo energético de BRMs com lodos ativados convencional é a aeração do sistema. Esta aeração é necessária para manter a atividade microbiana aeróbia, responsável pela degradação da matéria orgânica e outros poluentes, além de preservar o meio líquido em suspensão. No caso

dos BRMs, é necessário também aerar a superfície da membrana, promovendo assim o arraste de partículas ali presentes, reduzindo assim os efeitos da colmatação. Por este motivo, o gasto energético dos biorreatores a membrana é sempre superior a lodos ativados. Tendo isso em mente, muitos desenvolvedores de membranas focaram suas pesquisas na otimização do processo de limpeza da membrana através da aeração, diminuindo custos. Nesse contexto, estudos indicam que para ETEs otimizadas o consumo energético de um BRM pode alcançar valores entre 0,4 – 0,6 kwh.m<sup>-3</sup> e mais pesquisas vem sendo realizadas para atingir menores custos (IGLESIAS et al., 2017; ITOKAWA et al., 2014; JUDD, 2017; KRZEMINSKI et al., 2017; XIAO et al., 2014).

Uma alternativa para reduzir custos de operação seria aumentar o fluxo da membrana, pois este impacta no gasto energético e na sua periodicidade de troca. Contudo, essa alteração tende a implicar no aumento da ocorrência da colmatação (LI et al., 2013; GUGLIELMI et al., 2007), sendo assim indicada a otimização da aeração do sistema frente ao aumento do fluxo quando deseja-se otimizar a operação do sistema. Tendo isso em vista, empresas como a General Eletric (GE) vêm trabalhando no avanço da eficiência da aeração, conseguindo demonstrar comercialmente os benefícios da aeração intermitente, caracterizada pela utilização de pulsos de ar com bolhas grandes, alcançando assim reduções significativas no consumo energético proveniente da aeração da membrana, sem consequências negativas ao fluxo (GINZBURG, 2013).

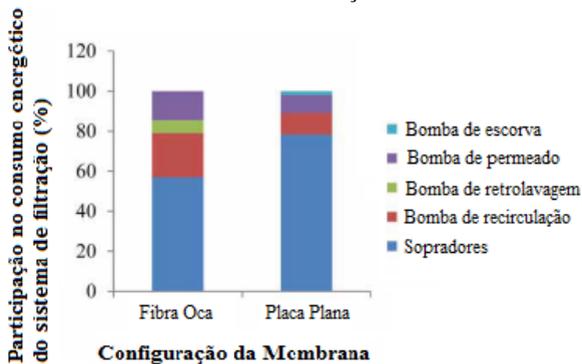
Neste mesmo contexto, Judd (2017) aponta a possibilidade de reduzir em 5,0% o consumo de energia de um BRM ao diminuir 20% a taxa de aeração da membrana. Contudo, o autor explicita que as intervenções necessárias para mitigar e reverter a colmatação são, tanto em aspectos econômicos quanto práticos, mais onerosas do que a economia gerada com a redução da aeração. Logo, são necessárias análises técnicas e econômicas para que tais modificações na operação levem à economias reais, sem afetar o bom funcionamento do sistema.

Cabe ressaltar que a demanda energética direcionada para o sistema de membranas varia conforme o tipo de módulo de membranas utilizado. Segundo Iglesias et al. (2017), a demanda específica de aeração de membranas tipo placas planas é superior quando comparada aos módulos com fibras ocas, girando em torno de 0,45 – 0,5 e 0,26 – 0,3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h, respectivamente. Os autores ainda comentam que, apesar das

placas planas demandarem mais energia para aeração, esta configuração requer menos energia para as bombas de permeado e recirculação, mas concluem que as ETEs que operam com placas planas estão sujeitas a maiores gastos com energia, quando comparadas com as fibras ocas.

A Figura 5 apresenta a contribuição de diferentes aparatos consumidores de energia para o consumo energético total do sistema de filtração de um BRM, considerando sistemas de membranas do tipo fibra oca e placa plana.

**Figura 5** – Contribuição de diferentes fatores para o consumo energético do sistema de filtração.



Fonte: Iglesias et al. (2017).

De uma forma geral, a demanda energética de um sistema com BRM representa entre 27 – 34% do OPEX, considerando grandes instalações (19.000 a 48.000 m<sup>3</sup>/d) operando próximas a capacidade máxima (LO; MCADAM; JUDD, 2015). Resultados acima dessa faixa foram encontrados por Iglesias et al. (2017), ao analisar o OPEX de 11 instalações com capacidades variadas, atribuindo 41% dos custos operacionais à demanda energética.

### 2.8.3 Funcionários

Embora os custos referentes à folha de pagamento de funcionários de ETEs sejam desconsiderados em alguns estudos comparativos, este é

um dado importante a ser analisado, pois pode representar uma grande parcela do OPEX das estações.

Young et al. (2013) comentam que, frente lodos ativados convencional, ETEs com BRM costumam ter um menor número de funcionários responsáveis pela sua operação, considerando o maior grau de automatização dos biorreatores a membrana. Contudo, este mesmo fator leva a um gasto superior com mão de obra de manutenção, devido ao maior número de equipamentos. Na Tabela 12 é apresentada uma estimativa do número e custo de funcionários necessários em diferentes situações de tratamento de esgoto com tecnologias distintas. Porém, cabe ressaltar que o número de empregados pode oscilar consideravelmente ao analisar diferentes ETEs em contextos variados.

**Tabela 12** – Número e custo de funcionários em ETEs.

<b>Processo de tratamento</b>	<b>Número de Operadores</b>
Lodos Ativados Convencional	5
LAC com tratamento terciário (filtros de areia)	6
LAC com tratamento terciário (membranas)	5
Biorreator a membrana	4
Custo anual por empregado	\$50.000

Fonte: Young et al. (2014).

## 2.9 ESTUDOS DE CASO: YOUNG et al. (2013, 2014) e IGLESIAS et al. (2017)

Pesquisas de análise de custo comparando BRMs e lodos ativados foram realizadas nos últimos anos, sendo possível destacar o trabalho de Young et al. (2013, 2014), que apresentaram o custo benefício superior dos biorreatores a membrana para determinadas situações. Além disso, Iglesias et al. (2017) conduziram um estudo com biorreatores a membrana instalados na Espanha, comparando-os com outras tecnologias de tratamento de esgotos e produção de água de reúso.

Considerando a importância desses estudos, foram compiladas as suas principais informações e resultados nos tópicos a seguir. É indicada

a leitura dos textos originais caso deseje-se aprofundar o conhecimento acerca do conteúdo apresentado.

### 2.9.1 Estudo de caso: Young et al. (2013)

Considerando os avanços na tecnologia de membranas e o aumento da sua produção, bem como as estratégias de redução de custos operacionais, o tratamento de esgotos via biorreatores a membrana tornou-se competitivo frente à tecnologia de lodos ativados convencional para situações nas quais é necessário atingir altas remoções de nutrientes ou deseje-se fazer reúso (YOUNG et al., 2012a).

Young et al. (2013) comparou a aplicação de BRM e LAC para sete situações distintas, apresentadas na Tabela 13, diferenciadas pelos parâmetros desejados para o efluente final de cada estação. Os sistemas foram dimensionados para tratar uma vazão de 18.927 m<sup>3</sup>/d de esgoto sanitário com concentrações definidas segundo Metcalf e Eddy (2003). Uma ferramenta em Excel, desenvolvida por Young et al. (2012b), foi utilizada para calcular e comparar os custos de implantação e operação das diferentes estratégias de tratamento, considerando sempre a mesma vazão e carga de poluentes.

**Tabela 13** – Resumo das condições avaliadas para as alternativas com BRM e LAC.

Descrição		Qualidade	Temp.	Fator de
		efluente final (mg/L)	min. mês	pico de vazão horária
		DBO/SST/TN/TP	(°C)	
1	Sem limites para N e P	20/20	12	2
2	Sem limite para P	20/20/10	12	2
3	Remoção de nutrientes	10/10/10/0,2	12	2
4	Decantador primário	10/10/10/0,2	12	2
5	Clima quente	10/10/10/0,2	25	2
6	Pico de vazão	10/10/10/0,2	12	4
7	Limite rigoroso de P	10/10/10/0,1	12	2

Fonte: Young et al. (2013).

A concepção base dos projetos de cada ETE incluía remoção de sólidos grosseiros por gradeamento com limpeza mecânica,

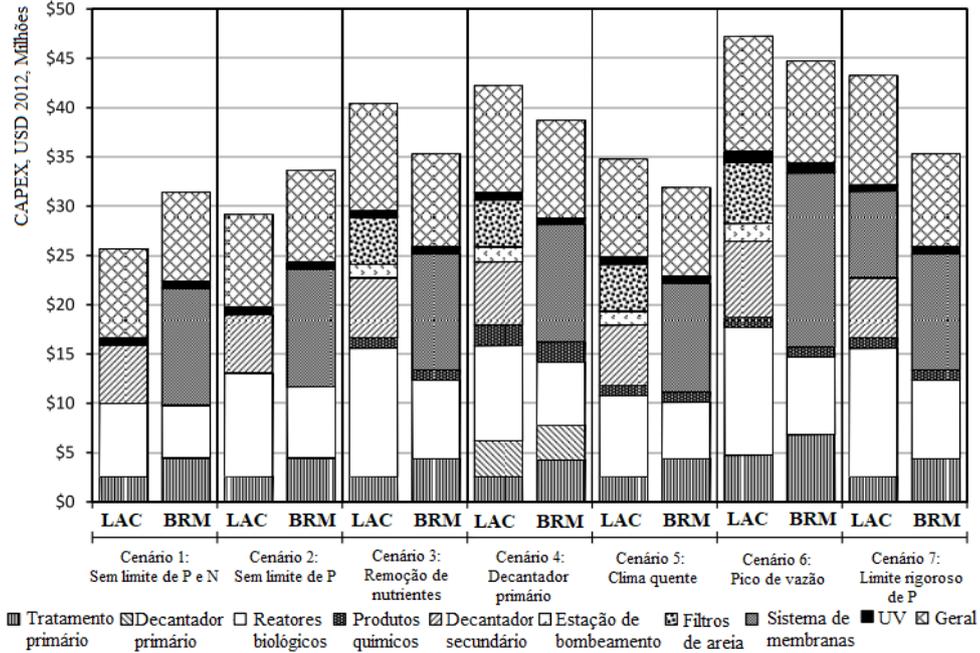
desarenadores, reatores de lodos ativados convencional, decantadores secundários ou tanques de membranas para separação de sólidos e desinfecção do efluente final com radiação ultravioleta. Nas situações que se aplicavam BRMs, peneiras foram inseridas após a remoção de areia. Quando era necessária a remoção total de nitrogênio (N), uma zona anóxica foi introduzida antes do reator de lodos ativados. Os cenários com LAC que requeriam remoção de fósforo total foram projetados considerando a adição de sais metálicos para a precipitação do fósforo (P) seguida de filtros de areia (limite TP <0,2 mg/L) ou um sistema terciário com filtração por membranas (limite TP <0,1 mg/L). Todos os cenários de tratamento foram projetados para propiciar nitrificação completa (concentração de amônia do efluente final inferior a 1 mg/L).

Os resultados encontrados, apresentados na Figura 6, Figura 7 e Figura 8, apontam que o custo total das ETEs com BRM é inferior àquelas com LAC para situações nas quais necessita-se de alta remoção de nutrientes, ao considerar um tempo de retorno igual a 20 anos. Nesses casos, identificou-se que o custo superior de operação e manutenção dos BRMs é amenizado pelo seu menor CAPEX. Porém, quando os padrões de lançamento são menos restritivos a aplicação de lodos ativados convencional possui maior vantagem econômica.

A divisão relativa entre os custos de operação/manutenção e implantação considerando o cenário 3 estudado é apresentada na Figura 9. Os autores constataram que os dispêndios com funcionários e materiais representam uma parcela superior do custo total para ETEs com LAC, frente BRM (aproximadamente 60% e 50%, respectivamente). Porém, ao considerar os gastos com equipamentos e eletricidade, a situação é invertida, favorecendo estações com lodos ativados.

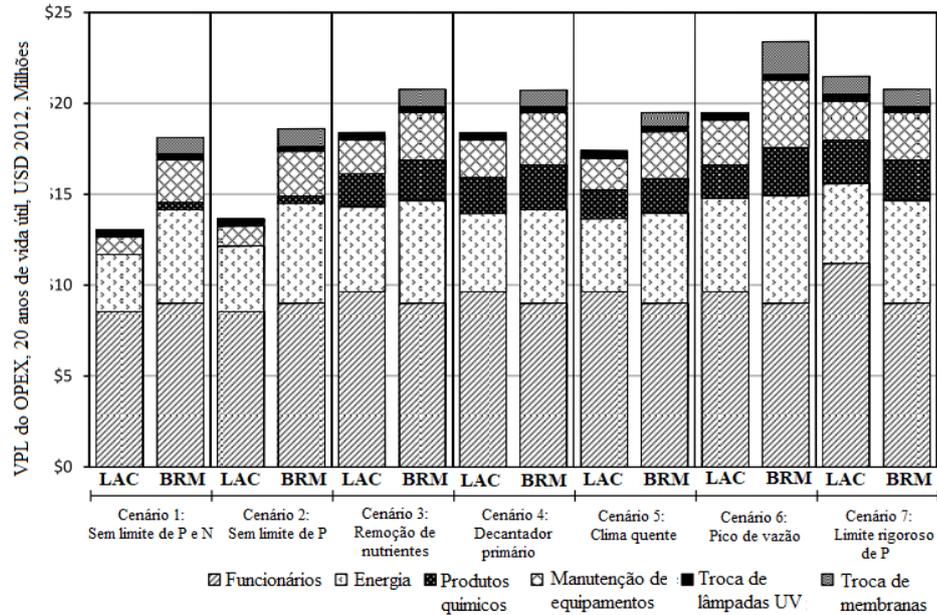
Estas observações apontam para o fato dos BRMs possuírem mais competitividade em mercados com alto valor agregado para materiais e funcionários. Contudo, ETEs com lodos ativados são favorecidas em locais onde o custo da eletricidade e equipamentos são elevados.

**Figura 6 – Comparação do CAPEX de LAC e BRM para todos os cenários.**



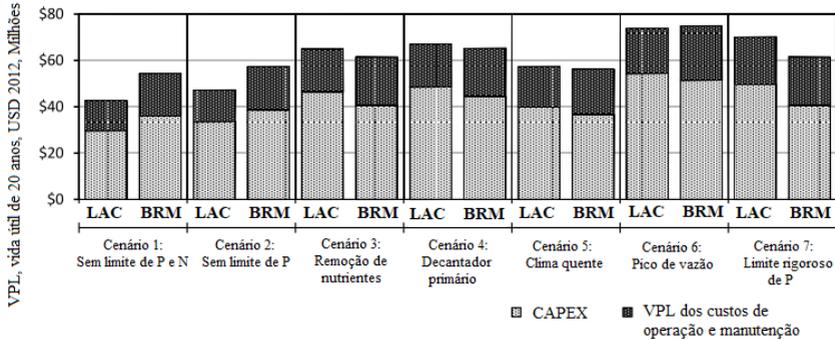
Fonte: Young et al. (2013).

**Figura 7** – Comparação do valor presente líquido dos custos de operação e manutenção de LAC e BRM para todos os cenários.



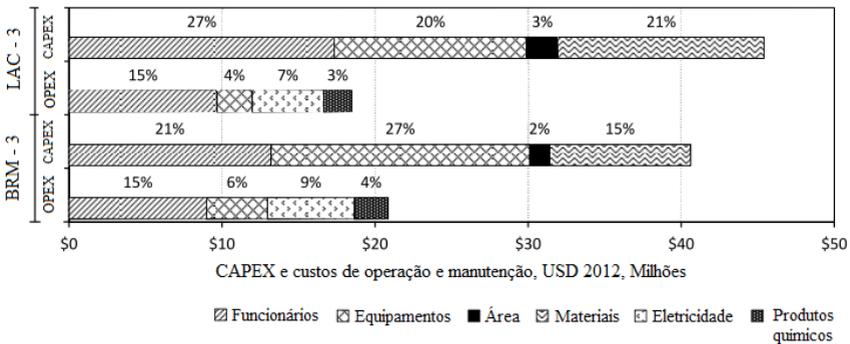
Fonte: Young et al. (2013).

**Figura 8** – Comparação do custo de vida total para cada cenário.



Fonte: Young et al. (2013).

**Figura 9** – Divisão relativa entre os custos de CAPEX e OPEX para o cenário LAC-3 e BRM-3.



Fonte: Young et al. (2013).

Também cabe ressaltar a influência do investimento realizado na compra de área para a construção da estação, que usualmente é apontado como fator crítico para a escolha entre essas duas tecnologias. Conforme apresentado na Figura 9, apenas 2-3% do custo total desse tipo de estação está atrelado à compra de terreno. Os autores comentam que para a situação 6, esse parâmetro apenas afeta a comparação de custo entre BRM e LAC quando o valor da área é superior a aproximadamente \$50/m<sup>2</sup>. Já para a situação 1, esse número sobe para cerca de \$741/m<sup>2</sup>, indo ao

encontro da baixa porcentagem de influência da compra de área no custo total dos empreendimentos.

Os resultados do estudo indicaram que o fator de maior influência nos custos relativos entre lodos ativados convencional e BRM é a topografia do terreno onde a estação será construída, pois em terrenos onde há declividade reduzida não é necessário a introdução de uma estação de bombeamento intermediária quando aplicado LAC, reduzindo o seu custo em aproximadamente 3%.

O segundo fator de maior influência está relacionado aos custos de construção e de funcionários para realizar a operação e manutenção das estações, sendo representativos também os valores referentes à compra de materiais.

É interessante comentar acerca dos resultados referentes à frequência da troca de membranas nos sistemas. Apesar desse fator influenciar significativamente no custo total de estações que trabalham com esta tecnologia, os autores identificaram que a alternância da periodicidade da sua troca entre 6 e 12 anos não acarretou em variações significativas na comparação entre os sistemas com BRM e lodos ativados convencional.

Por fim, nenhuma modificação nos parâmetros de projeto ou unidades de custo utilizadas inferiu em uma maior competitividade dos BRMs para as situações 1 e 2, onde não há introdução de tratamento terciário nas ETEs operando com lodos ativados. Contudo, o inverso se aplica para a situação 7, onde biorreatores a membrana sempre se mostraram mais competitivos. De modo geral, é possível concluir que biorreatores à membrana já possuem seu espaço no mercado, tanto em termos técnicos quanto econômicos, indicados para situações onde o efluente final necessita de altas remoções de nutrientes ou caso seja previsto o seu reúso.

### **2.9.2 Estudo de caso: Young et al. (2014)**

Os estudos preliminares de Young et al. (2012b) apontaram a competitividade econômica dos biorreatores a membrana, frente lodos ativados convencional (LAC), quando são desejadas altas remoções de nutrientes ou realizar o reúso do efluente tratado.

Seguindo esse contexto, Young et al. (2014) analisaram o OPEX e CAPEX de quatro processos de tratamento visando a remoção de fósforo. As primeiras 3 estratégias baseavam-se na aplicação de lodos ativados convencional, variando as suas concepções de projeto considerando limites de fósforo total ( $P_T$ ) iguais a 2,0; 0,3 e 0,1 mg/L, respectivamente. A quarta estratégia contava com BRM para atingir 0,1 mg/L  $P_T$ . Além disso, considerou-se também o impacto gerado para alcançar simultaneamente um limite igual a 10 mg/L para nitrogênio total ( $N_T$ ). As situações analisadas e o respectivo processo de tratamento aplicado para cada limite de  $P_T$  desejado são apresentados na Tabela 14.

**Tabela 14** – Principais características das estratégias estudadas.

<b>Processo de tratamento</b>	<b>Tratamento terciário necessário</b>	<b>Limite TP desejado</b>
Lodos ativados convencional		2,0 mg/L
Lodos ativados convencional	Filtros de areia	0,3 mg/L
Lodos ativados convencional	Filtração por membranas	0,1 mg/L
Biorreator a membrana		0,1 mg/L

Fonte: Young et al. (2014).

Uma ferramenta em Excel desenvolvida por Young et al. (2012b), e utilizada também por Young et al. (2013), foi aplicada para calcular e comparar os custos de implantação e operação das diferentes estratégias de tratamento. Segundo os autores, essa abordagem contrasta com pesquisas anteriores, as quais analisavam o OPEX e CAPEX de BRMs e LAC apenas para situações ou ETes específicas, ou estudavam somente diferentes variáveis da operação dos biorreatores a membrana.

Os critérios de projeto foram definidos para tratar uma vazão média e de pico de aproximadamente 10.000 e 20.000 m<sup>3</sup>/d, respectivamente, seguindo dimensionamento similar ao realizado por Young et al. (2012b) e Young et al. (2013). Outras informações base acerca das características do efluente bruto e do cálculo do CAPEX e OPEX também vão ao encontro desses estudos.

Na Tabela 15 são apontadas informações adicionais utilizadas no cálculo dos custos de manutenção segundo o consumo energético e de produtos químicos, conforme manuais da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA). Contudo, cabe ressaltar que esses valores podem

variari devido a uma série de fatores quando analisamos situações em escala real.

**Tabela 15** – Valores base utilizados no cálculo dos custos de operação e manutenção.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Fonte</b>
Eletricidade	\$0,10/kWh	Estimativa do engenheiro
Solução de alumínio	\$0,22/kg	Cotação do fornecedor
Soda cáustica	\$0,60/L	Cotação do fornecedor
Ácido cítrico	\$1,70/L	Cotação do fornecedor
Hipoclorito de sódio	\$0,70/L	Cotação do fornecedor
Manutenção de equipamentos	2% do custo equip./ano	Estimativa do engenheiro

Fonte: Young et al. (2014).

Uma vez estimados os valores de operação e manutenção, realizou-se o cálculo do valor presente líquido (VPL) destes custos para cada alternativa analisada, considerando um tempo de vida igual a 20 anos. Os VPLs foram determinados aplicando inicialmente um fator de inflação ao custo de operação e manutenção de cada ano, e depois introduzindo uma taxa de desconto nominal aos valores inflados para determinar o VPL, que foi somado por 20 anos. As taxas de inflação e de desconto utilizadas neste estudo são apresentadas na Tabela 16. O custo do ciclo de vida total de 20 anos de cada alternativa foi calculado como a soma do seu CAPEX e o VPL de seus custos de operação e manutenção de 20 anos.

Os resultados encontrados indicam que o CAPEX de lodos ativados convencional é 16 a 18% menor que o da alternativa com BRM, quando são necessários baixos níveis de redução de fósforo (2,0 mg/L  $P_T$ ). Por outro lado, o custo de capital da alternativa com BRM é aproximadamente 7% menor do que a com LAC quando filtros de areia terciários são necessários para alcançar níveis moderados de redução de fósforo (0,3 mg/L  $P_T$ ). Por fim, o custo de implantação da alternativa com BRM é 16 a 19% menor do que a com LAC com filtração de membrana terciária para altos níveis de remoção de fósforo (0,1 mg/L  $P_T$ ).

**Tabela 16** – Fatores utilizados no cálculo do VPL e custos de operação e manutenção.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor (%)</b>	<b>Fonte</b>
Taxa de Inflação: Mão de obra	4,5	<i>US Department of Labor</i>
Taxa de Inflação: Energia	4,0	<i>US Energy Information Administration</i>
Taxa de Inflação: Equipamentos	5,0	<i>Handy-Whitman Index of Public Utility Construction Costs</i>
Taxa de Inflação: Membranas	2,5	Estimado em metade da taxa de Inflação dos Equipamentos
Taxa de desconto nominal	3,5	<i>US Office of Management and Budget Circular A-94</i>

Fonte: Young et al. (2014).

Seguindo para a análise do OPEX de cada estratégia estudada, percebe-se que o valor presente líquido do BRM, considerando 20 anos de tempo de vida, é superior às situações LAC sem tratamento terciário e LAC com filtros de areia, e levemente inferior à situação LAC com filtração terciária por membranas. Contudo, o OPEX superior dos BRMs é compensado pelo seu CAPEX reduzido, quando comparados com lodos ativados, para situações nas quais desejam-se eficiências moderadas ou altas de remoção de fósforo.

Tendo isso em vista, concluiu-se que a estratégia de tratamento utilizando biorreatores a membrana possui custo equiparável ou inferior à lodos ativados convencional para situações onde limites de fósforo total são iguais ou menores que 0,3 mg/L. Uma vantagem econômica significativa é observada quando deseja-se atingir concentrações de fósforo de até 0,1 mg/L, situação na qual ETES com BRM possuem custo total do seu ciclo de vida 13% inferior em comparação com LAC, sendo possível aumentar esse valor para 15%, caso deseja-se incluir um limite de nitrogênio total igual a 10 mg/L. Portanto, ETES com biorreator a membrana podem ser economicamente vantajosas para casos nos quais necessita-se de remoções de fósforo medianas ou rigorosas.

### 2.9.3 Estudo de caso: Iglesias et al. (2017).

O primeiro BRM espanhol foi inaugurado em 2002. Atualmente, há mais de 50 instalações em funcionamento no país, incluindo pequenos, médios e grandes sistemas, com capacidade de até  $35.000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ , totalizando uma capacidade total instalada aproximada de  $244.288 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ . A Espanha se encontra entre os países com maior utilização de BRMs e reúso da Europa, sendo 43% da utilização da água de reúso para fins ambientais, 31% para a agricultura, 23% para irrigação de campos de golfe e 3% para usos urbanos, incluindo nestas aplicações, a recarga de aquíferos.

Os autores compilaram informações de custo de 14 BRMs, em escala real, com módulos de membranas por placas planas Kubota ou fibra oca ZeeWeed GE. Dentre as instalações em questão, 6 BRMs foram escolhidos para as análises de CAPEX e 11 para o estudo de OPEX, devido às diferenças entre cada estação, as quais inviabilizavam a comparação entre todas as ETEs entre si. Os valores apresentados foram corrigidos para o ano de 2011 (segundo o *Consumer Price Index*), e compararam informações entre 2002 e 2009. A Tabela 17 apresenta as principais informações dos BRMs analisados.

As informações destes biorreatores a membrana foram comparadas com dados de instalações operando com lodos ativados com aeração prolongada, entre os anos de 1993 e 2007. Algumas destas ETEs continham tecnologias convencionais de produção de água de reúso, as quais incluíam coagulação seguida de filtros de areia e desinfecção, ou tecnologias avançadas, as quais contavam com processos de filtração com membranas. As capacidades destas ETEs se situavam entre  $5.000$  e  $10.000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$  e os dados coletados também foram corrigidos para o ano de 2011, possibilitando comparações em termos de vazão e financeiros.

De acordo com os autores, o CAPEX de BRMs tratando entre  $1.000$  e  $2.000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$  é aproximadamente  $2.000 - 3.200 \text{ €m}^3\text{d}^{-1}$  e  $420 - 650$  euros por habitante atendido. Em instalações com capacidade superior a  $10.000 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ , estes valores podem ser reduzidos para  $625 \text{ €m}^3\text{d}^{-1}$  e  $94$  euros por habitante atendido, devido à economia de escala. Quanto à ocupação de área, os BRMs compilados necessitaram entre  $0,15$  e  $0,30 \text{ m}^2$  por pessoa atendida. A Tabela 18 apresenta os investimentos para implantação dos seis BRMs escolhidos para o estudo de CAPEX.

As informações coletadas revelaram que o CAPEX para lodos ativados com aeração prolongada seguido de tecnologias convencionais e avançadas de produção de água de reúso giraram em torno de 730 – 850 e 1.050 – 1.250 €m<sup>-3</sup>d, respectivamente, para instalações com capacidades entre 8.000 e 15.000 m<sup>3</sup>d. O CAPEX dos BRMs para essa faixa de vazões se encontrou entre 700 – 960 €m<sup>-3</sup>d.

Considerando capacidades entre 5.000 – 10.000 m<sup>3</sup>d, o CAPEX médio para as tecnologias convencionais e avançadas de produção de água de reúso, e biorreatores a membrana resultaram em 715, 1030 e 960 €m<sup>-3</sup>d, respetivamente.

**Tabela 17** – Principais informações dos BRMs analisados.

<b>BRM</b>	<b>Sigla</b>	<b>Capacidade (m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Tipo de membrana</b>	<b>Início da operação</b>
Aledo	AL	288	PP <sup>1</sup>	2008
Calasparra	CL	2.00	FO <sup>2</sup>	2006
El Valle	EV	1.400	PP	2007
La Bisbal	LB	3.225	FO	2003
Los Cañares	LC	3.750	PP	2008
Mar Menor	MM	1.880	PP	2009
Riquelme	RQ	1.575	PP	2007
Riells Viabrea	RV	2.116	PP	2004
Sabadell	SB	35.000	PP	2008
San Pedro	SP	20.000	FO	2007
Terrassa	TR	15.000	FO	2008
Vacarisses	VC	1.320	FO	2010
Viladecans	VD	32.000	FO	2010
Vallvidrera	VV	1.100	FO	2008

Fonte: Iglesias et al. (2017).

<sup>1</sup> PP: Placas planas; <sup>2</sup> FO: Fibra oca.

**Tabela 18 – Investimento inicial dos BRMs.**

BRM	Cap. (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	Cap. (hab.)	Trat. <sup>1</sup>	Tipo de memb. <sup>2</sup>	Área de membrana (m <sup>2</sup> )	Custo (€m <sup>-3</sup> d)	Custo (€hab <sup>-1</sup> )
EV	1.400	4.666	N+P	PP	2.560	1.982	595
MM	1.880	7.800	N+P	PP	3.200	2.002	482
RQ	1.575	5.250	N+P	PP	3.200	2.074	622
SP	20.000	133.333	N+P	FO	48.537	625	94
VC	1.320	6.600	N	FO	3.030	2.130	426
VV	1.100	5.500	N	FO	2.526	3.277	655

Fonte: Iglesias et al. (2017).

<sup>1</sup> N+P: remoção biológica de nitrogênio com precipitação química de fósforo; N: aeração prolongada com remoção biológica de fósforo.

<sup>2</sup> PP: Placas planas; FO: Fibra oca.

A Tabela 19 apresenta os dados de OPEX para os 11 BRMs escolhidos para análise.

**Tabela 19 – Dados de OPEX dos BRMs.**

BRM	Cap. total (€m <sup>-3</sup> d)	Cap. utilizada (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	€m <sup>-3</sup> trat.	€ por kg de DBO removida	Disposição de lodo <sup>1</sup>
AL	288	104	2,590	4,3	AGR
CL	2.00	1.793	0,330	0,5	COM-TD
EV	1.400	219	1,600	44	AGR
LB	3.225	4.626 <sup>2</sup>	0,215	0,8	AGR
LC	3.750	161	2,180	17	AGR
MM	1.880	552	0,480	3,8	AGR
RQ	1.575	362	0,970	18	AGR
RV	2.116	1.116	0,397	3,2	COM
SP	20.000	8.247	0,241	1,5	AGR
VC	1.320	683	0,577	4,9	COM
VV	1.100	849	0,460	2,9	COM

Fonte: Iglesias et al. (2017).

<sup>1</sup> AGR: Agricultura; COM-TD: Compostagem com secagem térmica; COM: Compostagem.

<sup>2</sup> 1.400 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> não são tratados com BRM.

O preço da energia utilizada nas estações variou entre €0.096 e €0.121 por kWh. A disposição de lodo de descarte também foi avaliada, representando entre 20 e 30% do OPEX, custando entre 15 – 20€, 30 –

35€ e 40 – 60€ por tonelada de lodo descartado na agricultura, compostagem e incineração, respectivamente. Além disso, o custo total por m<sup>3</sup> de esgoto tratado, em BRMs trabalhando com mais de 50% da sua capacidade máxima, foi estimado entre 0,2 e 0,5 €m<sup>-3</sup>, para efluentes com DBO entre 150 e 600 mgL<sup>-1</sup>.

Com relação ao gasto energético, os principais itens que interferem no seu aumento são a aeração do sistema biológico e a energia direcionada ao sistema de filtração, correspondendo entre 50 e 80% da demanda total energética da ETE. Tendo isso em vista, foi apontado que as membranas de placas planas possuem uma demanda específica de aeração superior às fibras ocas, com valores iguais a 0.45–0.5 e 0.26–0.3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h, respectivamente. Além disso, percebeu-se que o consumo energético aumentou consideravelmente quando a quantidade de sólidos no reator foi superior à 6gL<sup>-1</sup>, devido a maior dificuldade de transferência de oxigênio no tanque biológico. Contudo, ressalta-se que os operadores dos BRMs podem preferir trabalhar com uma quantidade maior de sólidos no reator, gastando mais energia, porém reduzindo custos com a menor produção de lodo atribuída a uma maior  $\theta_c$ .

O OPEX atribuído a troca de membranas representou apenas 1% dos custos de operação totais, pois grande parte das instalações não havia trocado seus módulos entre 5 e 8 anos. Já o custo referente à limpeza química do sistema de filtração foi estimado em 0,012 €m<sup>-3</sup> de permeado gerado, ou 3% do OPEX. A Tabela 21 apresenta a distribuição geral dos quesitos considerados no estudo de OPEX.

**Tabela 20 – Distribuição do OPEX.**

<b>Quesitos OPEX</b>	<b>Contribuição (%)</b>
Operadores	28
Despesas gerais	1
Manutenção e reparos	8
Análises químicas	2
Energia	41
Resíduos e lodo	16
Produtos químicos	3
Troca de membranas	1 <sup>1</sup>

Fonte: Adaptado de Iglesias et al. (2017).

<sup>1</sup> Grande parte das instalações avaliadas não havia trocado seus módulos.

O OPEX levantado para 22 estações com lodos ativados com aeração prolongada, com capacidades entre 5.000 e 10.000 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, girou em torno de 0,22 €m<sup>-3</sup> (já incluídos os dispêndios com o gerenciamento do lodo). Considerando esta faixa de vazão, o OPEX médio para as estações produtoras de água de reúso com tecnologias convencionais, avançadas e BRM foi igual a 0,31; 0,40 e 0,32 €m<sup>-3</sup>; respectivamente.

Por fim, concluiu-se que o CAPEX de um BRM é aproximadamente 10% menor que lodos ativados seguido de tecnologias avançadas de produção de água de reúso. Quando comparado com lodos ativados seguido de coagulação, filtração e areia e desinfecção, os biorreatores a membrana são 30% mais onerosos, considerando vazões menores que 10.000 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>. Portanto, BRMs de maior porte tendem a ser mais economicamente competitivos, devido a economia de escala.

Quanto ao OPEX, BRMs de pequeno e médio porte possuem custo de operação similar à tecnologia convencional de produção de água de reúso, e inferior à tecnologia avançada. Os principais parâmetros envolvidos são energia, mais demandada nos BRMs, e funcionários, cujo número necessário é superior em ETEs com lodos ativados.

Por fim, a Tabela 21 apresenta os dados dos seis BRMs com maior número de informações compiladas.

**Tabela 21 – Informações principais de 6 BRMs.**

	AL	CL	MM	RV	SP	VV
<b>Sistema Biológico</b>						
Capacidade utilizada (%)	36	89	21-37	51	41	77
Idade do lodo (d)	52	38	40 – 80	13	43	16
SSTTA (mgL <sup>-1</sup> )	10.000	5.429	9.000	8.900	3.250	7.298
TDH (h)	60	24	25 – 12	12	24	15
Produção de lodo (kgSSV/kgDBO)	0,99	0,60	0,49 – 0,75	0,81	0,89	1,12
<b>Sistema de membranas</b>						
Tipo	PP	FO	PP	PP	Fo	FO
T (°C)	22	22	24	19,5	22	18
Fluxo médio (Lm <sup>-2</sup> h)	25	17,5	25	10,5	14 – 25	28
Fluxo de pico (Lm <sup>-2</sup> h)	42	33	49	27,2	41	30,9
TMP (mbar)	- 65	- 155	- 120	- 250	- 120	- 110
SSTTM (mgL <sup>-1</sup> )	12.000	6.600	11.000	13.500	6.000	7.298
Taxa de recirculação	4	4	0,9	1,4	3	3
Ciclo (F-FI-R; F-FI-F-R) (min)	9-0-1	10-0,5	9-0-1	9-0-1	17-1-1	10-0,5-10-0,5
SADm (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> m <sup>2</sup> )	0,8	0,3	0,45	0,51	0,26	0,27
SADp (Nm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	45	24,32	31	24,18	18,3	19,27

Fonte: Iglesias et al. (2017).

Abreviações: SSTTA: Sólidos suspensos totais no tanque de aeração; TPM: Pressão transmembrana; SSTTM: Sólidos suspensos totais no tanque de membranas; F: Filtrando; FI: Fluxo inverso; R: Relaxamento; SADm: Taxa de aeração da membrana; SADp: Taxa de aeração dos processos biológicos; PP: Placas Planas; FO: Fibra oca.

### 3. METODOLOGIA

Esta pesquisa foi realizada no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Os subitens a seguir descrevem a metodologia utilizada no presente trabalho, abordando a tecnologia avaliada e o seu respectivo dimensionamento, bem como os procedimentos utilizados para o levantamento dos seus custos e discussão dos resultados encontrados.

#### 3.1 Biorreator a membrana avaliado

A simulação de custos foi realizada sobre um BRM aeróbio projetado para operar em regime de fluxo contínuo, localizado no estado de Santa Catarina/Brasil, atendendo uma população de 50.000 pessoas. Escolheu-se trabalhar com módulos de membranas submersos em tanque de filtração separado do sistema biológico. Segundo Metcalf e Eddy (2014), esta prática tem sido mais utilizada, uma vez que o volume do tanque de filtração é bastante reduzido, permitindo atingir turbulências superiores no meio líquido com uma mesma taxa de aeração, propiciando um melhor controle da colmatação e maior eficiência energética. Além disso, nesse tipo de configuração é possível realizar limpezas nas membranas com maior facilidade, sem comprometer diretamente o tratamento biológico. Considerou-se a implantação de uma etapa de pré-desnitrificação no projeto, com o intuito de promover a redução da concentração de nitrogênio total no efluente final da ETE e evitar a multiplicação de algas e macrófitas aquáticas, as quais podem levar à incrustações, colmatação do solo e outros impactos no local de despejo ou reúso do efluente produzido (MARECOS; ALBUQUERQUE, 2010; VON SPERLING, 2005).

Além disso, optou-se pela implantação de um tanque de equalização no sistema, uma vez que vazões de pico elevadas afetam diretamente o projeto e custos da ETE, tendo em vista que para suprir grandes variações de vazão é necessário instalar mais módulos de membranas e demais equipamentos, levando a maiores custos de implantação e operação (METCALF; EDDY, 2014; VERRECHT et al.,

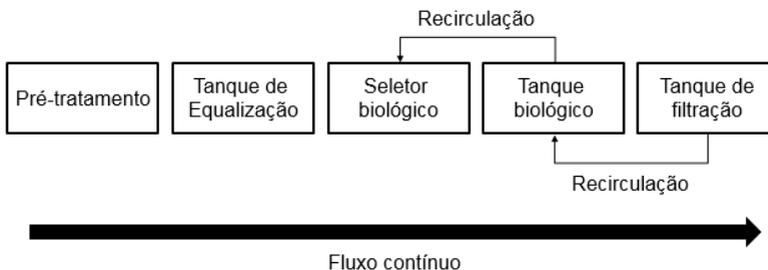
2010). Nesse contexto, Judd e Judd (2011) indicam uma redução de 21% no custo geral do sistema com a utilização de tanque de equalização, devido à redução de 20% no custo de operação e aumento de 22% na utilização média da estação.

### 3.1.1 Pré-Dimensionamento do BRM

O dimensionamento do BRM seguiu os princípios de cálculo de lodos ativados apresentados por Von Sperling (2007a), com adaptações para projetos envolvendo biorreatores a membrana. Cabe ressaltar que estão apresentadas a concepção geral do tratamento e dimensões das etapas principais do sistema. Não foram abordadas considerações quanto às questões estruturais e construtivas. Os parâmetros de projeto utilizados estão listados abaixo, assim como um esquema do sistema proposto está apresentado na Figura 10.

- População contribuinte (P);
- Consumo per capita de água (QPC);
- Coeficiente de retorno esgoto/água (CR);
- Coeficientes de reforço: K1, K2, K3;
- Coeficiente infiltração ( $CQ_{inf}$ );
- Vazão de infiltração ( $Q_{inf}$ );
- Concentração média de DBO afluente ao reator de lodo ativado (DBO);
- Concentração média de DQO afluente ao reator de lodo ativado (DQO);
- Concentração média de NTK afluente ao reator de lodo ativado (NTK);
- Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) ( $X_v$ ).

**Figura 10** – Esquema do sistema proposto.



Os itens correspondentes às letras “a” até “m”, apresentados a seguir, descrevem o procedimento de cálculo do pré-dimensionamento do biorreator a membrana avaliado.

- a) A vazão média de esgoto sanitário ( $Q_{\text{méd}}$ ) afluyente ao sistema pode ser calculada pela Equação 7.

$$Q_{\text{méd}} = P \times Q_{\text{PC}} \times \text{CR} \times CQ_{\text{inf}} \quad \text{Equação 7}$$

- b) A vazão de infiltração ( $Q_{\text{inf}}$ ) na rede de esgoto pode ser calculada pela Equação 8.

$$Q_{\text{inf}} = P \times Q_{\text{CP}} \times \text{CR} \times (CQ_{\text{inf}} - 1) \quad \text{Equação 8}$$

- c) A vazão máxima horária de esgoto sanitário ( $Q_{\text{máx.horária}}$ ) pode ser calculada pela Equação 9.

$$Q_{\text{máx.horária}} = P \times Q_{\text{CP}} \times \text{CR} \times K1 \times K2 + Q_{\text{inf}} \quad \text{Equação 9}$$

- d) A Carga de DBO afluyente ao sistema pode ser calculada pela Equação 10.

$$\text{Carga de DBO} = Q_{\text{méd}} \times \text{DBO} \quad \text{Equação 10}$$

- e) Idade de lodo e razão alimento/microrganismo

A idade de lodo e razão alimento/microrganismo foram adotadas de acordo com indicações da literatura. Segundo Meng et al. (2009), estudos indicam que a idade de lodo ( $\theta_c$ ) de um BRM deve estar

compreendida entre 20 e 50 dias para proporcionar um melhor controle da colmatação da membrana. Além disso, Von Sperling (2007a) indica relações alimento/microrganismo (A/M) entre 0,07 e 0,15 para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada.

- f) O cálculo do volume do tanque de aeração ( $V_{TA}$ ) pode ser feito considerando a relação A/M e a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, conforme apresentado na Equação 11.

$$V_{TA} = \frac{\text{Carga de DBO}}{\frac{A}{M} \times X_v}$$

**Equação 11**

- g) Aeração do sistema

O consumo energético gerado pela aeração necessária para suprir o tratamento biológico e realizar o controle da colmatação das membranas foi considerado nos dados de consumo energético por volume de permeado produzido (kWh/m<sup>3</sup>) adotados, conforme apresentado no item 3.2.2.1.

- h) Determinação do fluxo de filtração empregado

Segundo Metcalf e Eddy (2014), o fluxo é um dos principais parâmetros operacionais de um BRM, estando relacionado com a quantidade de sólidos presentes no licor misto, temperatura, TPM e índice de colmatação da membrana. Portanto, pode-se destacar que o fluxo crítico é específico para cada sistema, pois depende das características do módulo de membranas, das condições operacionais adotadas e das características do licor misto.

O dimensionamento do sistema de filtração, além de considerar o fluxo crítico, deve também incluir o fator de pico, que é dado pela proporção do fluxo de pico para o fluxo médio diário, além do tempo de

pausa devido ao ciclo de filtração e relaxamento e de filtração e limpeza, como apresentado na Equação 12.

$$J = \frac{J_c \times T_f \times T_o}{F_p}$$

**Equação 12**

Em que:

J = fluxo de operação (L/m<sup>2</sup>.h<sup>1</sup>);

J<sub>c</sub> = Fluxo crítico (L/m<sup>2</sup>.h<sup>1</sup>);

T<sub>f</sub> = Taxa de filtração = (tempo de filtração) / (tempo filtração + tempo de relaxamento);

T<sub>o</sub> = Taxa de operação = (tempo de operação) / (tempo de operação + tempo de limpeza);

F<sub>p</sub> = Fator de pico = (vazão máxima horária) / (vazão média diária).

Entretanto, Metcalf e Eddy (2014) ressaltam que valores de pico elevados afetam diretamente o *design* e custos da ETE, uma vez que para suprir grandes variações de vazão, se faz necessária a instalação de mais módulos de membranas e demais equipamentos, levando a maiores custos de implantação e operação. Os autores ainda comentam que a equalização de vazão é aplicada para situações com altos fatores de pico, como uma alternativa contra a adição de maiores áreas filtrantes.

Nesse contexto, Judd e Judd (2011) apontam uma redução de 21% no custo geral do sistema com a utilização de tanque de equalização, devido à redução de 9,2% no valor de implantação, 20% no de operação e aumento de 22% na utilização média da estação.

Tendo isso em vista, considerando a vazão de entrada estável, o fluxo empregado pode ser calculado pela Equação 13.

$$J = J_c \times T_f \times T_o$$

**Equação 13**

i) Tanque de equalização

Adotou-se equalização em série a montante do tratamento biológico. Segundo (METCALF; EDDY, 2003), esta escolha proporciona bom amortecimento das variações de vazão e características do esgoto afluente, contribuindo para o tratamento, devido à manutenção do pH, concentrações, diluição de substâncias inibidoras, redução da área de filtração e aumento da sua eficiência.

As dimensões do tanque de equalização foram definidas de modo a comportar 80% do volume médio diário de esgoto afluente ao sistema (VERRECHT et al., 2010).

j) Número de módulos de membranas

O Número de Módulos de membrana necessários pode ser determinado com base na vazão média diária, no fluxo de operação e na área de membrana por módulo. Considerando a utilização do tanque de equalização, o número de módulos é dado segundo a Equação 14.

$$\text{Número de módulos} = \frac{Q_{\text{med}}}{J \cdot A_m}$$

**Equação 14**

Em que:

$Q_{\text{med}}$  = Vazão média diária (L/h);

$J$  = fluxo de operação (L/m<sup>2</sup>.h<sup>1</sup>);

$A_m$  = área de membrana por módulo (m<sup>2</sup>).

k) Tanque de filtração

Os módulos de membranas são organizados dentro de cassetes, os quais são estruturas que comportam um determinado número de módulos, contendo os aparatos necessários para o transporte do permeado e direcionamento da aeração das membranas. Os cassetes podem ficar inseridos dentro do tanque biológico, ou em um compartimento a parte,

chamado de tanque de filtração. Esta última configuração tem sido mais utilizada, uma vez que o volume do tanque de filtração é bastante reduzido, permitindo atingir turbulências superiores no meio líquido, com a mesma taxa de aeração, propiciando um melhor controle da colmatação e maior eficiência energética (METCALF; EDDY, 2014).

A fim de estimar o volume necessário para o tanque de filtração ( $V_{TF}$ ), leva-se em consideração o volume ocupado por cada cassete ( $V_{cassete}$ ) e o número de cassetes, conforme apresentado na Equação 15. Cabe ressaltar que é necessário considerar o devido espaçamento entre cada cassete, e entre os cassetes e as paredes do tanque no cálculo do  $V_{TF}$ .

$$V_{TF} = V_{cassete} \times \text{Número de cassetes}$$

**Equação 15**

#### 1) Controle da idade do lodo

Devido à barreira física imposta pelas membranas, a perda de sólidos com o efluente final em um BRM é desprezível (METCALF; EDDY, 2014). Esta é uma vantagem significativa desses sistemas, uma vez que a idade de lodo pode ser controlada de forma independente do tempo de detenção hidráulica. Para controlar a idade do lodo, realiza-se descartes diários de um volume pré-estabelecido de licor misto do tanque de aeração. O volume de descarte diário de lodo pode ser calculado pela Equação 16.

$$V_{descarte} = \frac{V_{sistema}}{\theta_c}$$

**Equação 16**

Em que:

$\theta_c$  = Idade do lodo (dias);

$V_{sistema}$  = Volume do sistema ( $m^3$ );

$V_{descarte}$  = Volume de descarte do lodo ( $m^3$ ).

Tendo isso em vista, a quantidade de sólidos descartada por dia é calculada pela Equação 17.

$$\Delta x = v_{\text{descarte}} \times X_V$$

### **Equação 17**

Em que:

$\Delta x$  = Quantidade de sólidos descartada por dia (kg SST/dia);

$v_{\text{descarte}}$  = Volume de descarte do lodo ( $m^3$ );

$X_V$  = Teor de SST no reator ( $Kg/m^3$ ).

Contudo, é necessário considerar a concentração de sólidos no lodo de descarte, além da eficiência de captura de sólidos do método de desaguamento adotado. Portanto, a massa de lodo descartado diariamente pode ser calculada conforme a Equação 18.

$$\text{Massa de lodo} = \left[ \frac{(\Delta x \times CS)}{ST} \right]$$

### **Equação 18**

Em que,

Massa de lodo é a massa de lodo de descarte diária (kg/dia);

$\Delta x$  = Quantidade de sólidos descartada por dia (kg SST/dia);

CS = coeficiente de eficiência de captura de sólidos do método de desaguamento adotado;

ST = concentração de sólidos totais no lodo de descarte.

De acordo com Andreoli et al. (2007), a concentração de sólidos no lodo de descarte de reatores com lodos ativados com aeração prolongada se situa entre 18 e 22%. Além disso, os autores indicam 95% de eficiência de captura de sólidos no desaguamento por centrifugação.

m) Remoção de nitrogênio total: pré-desnitrificação

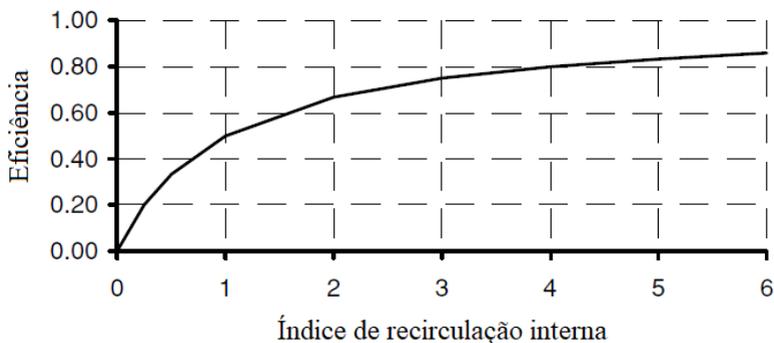
Foi considerada a implantação de uma etapa de pré-desnitrificação no projeto, com o intuito de promover a redução da concentração de nitrogênio total no efluente final da ETE e evitar a multiplicação de algas

e macrófitas aquáticas, as quais podem levar à incrustações, colmatação do solo e outros impactos no local de despejo ou reúso do efluente produzido (MARECOS; ALBUQUERQUE, 2010; VON SPERLING, 2005).

O dimensionamento da etapa de pré-desnitrificação do sistema seguiu as indicações de Von Sperling (2007a). Segundo o autor, algumas das vantagens dessa abordagem para redução de NTK são o baixo TDH da região anóxica, quando comparada com a pós-desnitrificação; e a possibilidade de redução do volume do tanque de aeração, devido a estabilização de parte da matéria orgânica do efluente na região anóxica do sistema. Porém, ressalta que para atingir eficiências elevadas de remoção de desnitrificação, é necessário aplicar altas taxas de recirculação interna de lodo entre as regiões aeróbia e anóxica, indicando valores entre 100 e 600%, como pode-se verificar na

Figura 11.

**Figura 11** – Eficiência teórica máxima de remoção de nitrato.



Fonte: Von Sperling (2007a).

Após a escolha da eficiência de remoção necessária para atender a qualidade do efluente final desejada, é possível saber a taxa de recirculação interna que será utilizada, com base na

Figura 11.

A Equação 19 é utilizada o cálculo do volume do tanque anóxico. Segundo Von Sperling (2007a), o TDH adotado para o tanque anóxico

( $TDH_{Tanox}$ ) deve estar entre 0,5 e 2,5 horas para sistemas com pré-desnitrificação.

$$V_{Tanox} = \frac{Q_{med}}{TDH_{Tanox}}$$

**Equação 19**

### 3.2 Levantamento dos custos do BRM

Conforme comentado previamente, a análise de custo de ciclo de vida (ACCV) é um método utilizado para avaliar os dispêndios importantes ao longo do tempo de vida de um projeto ou produto, incluindo os custos de operação (KUBBA, 2010).

Diante disso, a metodologia ACCV foi utilizada para basear o levantamento do CAPEX e OPEX do BRM proposto, tendo em vista que esta é uma ferramenta importante para introduzir a visão econômica na tomada de decisão acerca de projetos de cunho ambiental, podendo ser aplicada em estações de tratamento de esgoto (REBITZER; HUNKELER; JOLLIEP, 2003).

Uma vez que a análise de custos é específica para cada situação e pode variar conforme o local do empreendimento, variações cambiais, momento econômico, dentre outros fatores, os modelos e considerações feitas por Dhillon (2010), Koul e John (2015), e Bhoje, Saner e Aher (2016) foram adaptados para contemplar a situação em questão.

Indo ao encontro dos estudos de Young et al. (2013, 2014), os custos avaliados foram divididos em gastos de implantação (CAPEX) e operação (OPEX). O custo de desativação e revenda do ativo foi considerado nulo.

#### 3.2.1 CÁLCULO DO CAPEX

O levantamento do CAPEX do BRM proposto considerou os principais contribuintes para o custo de instalação de biorreatores a membrana, caracterizados pela compra de área (JUDD, 2017; YOUNG et al., 2012a), aquisição de membranas (JUDD, 2017), além dos gastos

relacionados à construção civil (YOUNG et al., 2013), conforme apresentado na Equação 20.

$$\text{CAPEX} = M + A + \text{CC}$$

Equação 20

Em que,

M = custo relativo à aquisição de membranas;

A = custo relativo à compra de área;

CC = custo relativo à construção civil.

### **3.2.1.1 Custo relativo à aquisição de membranas**

É possível obter dados de custo de membranas na literatura. Contudo, este é um parâmetro que sofre variação conforme o fabricante, concorrência entre empresas, dentre outras questões mercadológicas. Tendo isso em vista, realizou-se o contato direto com o fornecedor para levantar o custo envolvido na compra dos módulos e cassetes de membrana. Além disso, foi considerado um custo de instalação das membranas igual a 10% do seu valor de compra (YOUNG et al., 2013).

Os impostos envolvidos nessa transação também foram somados aos custos de aquisição das membranas. Atualmente, há quatro impostos incidentes sobre produtos importados no Brasil: imposto de importação (II), imposto sobre produtos industrializados (IPI), programa de integração social (PIS) e contribuição para fins sociais (Cofins).

As membranas filtrantes (exceto aquelas aplicadas à osmose inversa) se enquadram na Nomenclatura Comum do Mercosul (NCM) número 84219999. Considerando esta NCM, foi utilizado o Simulador do Tratamento Tributário e Administrativo das Importações disponibilizado pela Receita Federal brasileira (BRASIL, 2018b), o qual apresenta as alíquotas e tributos referentes aos impostos supracitados para diferentes produtos. Além disso, considerou-se o imposto sobre circulação de mercadorias e serviços (ICMS) para o estado em questão (SANTA CATARINA, 1996).

A soma do valor de compra das membranas, instalação e impostos aplicados resultou no valor final relativo à aquisição das membranas filtrantes para o BRM proposto.

### **3.2.1.2 Custo relativo à compra de área e construção civil**

Os dados referentes à compra de área e construção civil necessários para a implantação da ETE em questão foram coletados nas séries históricas e estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os dados mensais de 2018 disponíveis para Santa Catarina foram compilados e a média aritmética foi retirada para o parâmetro Custo médio do m<sup>2</sup>, caracterizando o custo relativo à compra de área, além dos parâmetros Custo médio m<sup>2</sup> em moeda corrente (Componente material e Componente mão de obra), cuja soma constituiu o custo relativo à construção civil.

### **3.2.2 CÁLCULO DO OPEX**

Foram considerados os principais contribuintes para o custo de operação de biorreatores a membrana no cálculo do OPEX do BRM proposto, caracterizados pelo consumo energético e reposição periódica de membranas (IGLESIAS et al., 2017; JUDD, 2017; YOUNG et al., 2013), além da folha de pagamento de funcionários (YOUNG et al., 2012a, 2013).

Os dispêndios com o gerenciamento do lodo de descarte também foram considerados. Lo, McAdam e Judd (2015) comentam que, apesar de alguns estudos negligenciarem este tipo de gasto, pesquisas indicam que tal parâmetro representa 21% do OPEX de estações em escala real analisadas.

Os parâmetros considerados no cálculo do OPEX são apresentados na Equação 21. Os dados foram compilados de forma a representar o custo anual de operação, com um horizonte de projeto igual a 20 anos.

$$\text{OPEX} = E + \text{TM} + F + \text{DL}$$

### Equação 21

Em que,

E = custo relativo ao consumo energético;

TM = custo relativo à troca periódica de membranas;

F = custo relativo à folha de pagamento de funcionários;

DL = custo relativo à disposição final de lodo.

#### 3.2.2.1 Custo relativo ao consumo energético

Estudos relativos às melhorias na operação e aumento da eficiência energética dos BRMs estão dentre os temas mais abordados na literatura atual (JUDD, 2017). Nesse contexto, utilizaram-se dados de consumo energético de estações com biorreatores a membrana, tendo em vista o consumo de energia elétrica por volume de permeado produzido ( $\text{kWh}/\text{m}^3$ ). Portanto, essa abordagem considerou o consumo energético relativo à recirculação de lodo, sucção de permeado, iluminação e demais processos de tratamento e manutenção necessários para a geração do efluente final.

Estes dados foram considerados juntamente com a vazão média anual do BRM proposto, unidos com a tarifa de energia elétrica para o estado de Santa Catarina, fornecida pela empresa Centrais Elétricas de Santa Catarina S.A. (CELESC), representando assim o custo relativo ao consumo energético da ETE. Além disso, é necessário considerar a incidência da alíquota de ICMS sobre operações envolvendo energia elétrica no estado de Santa Catarina. A Equação 22 apresenta o cálculo do custo energético anual da estação.

$$E = Q_{\text{med}} \times \text{CE} \times \text{TE} + \text{ICMS}(Q_{\text{med}} \times \text{CE} \times \text{TE})$$

### Equação 22

Em que,

E = custo relativo ao consumo energético;

$Q_{\text{med}}$  = vazão média da ETE ( $\text{m}^3\text{ano}^{-1}$ );

CE = consumo energético ( $\text{kWhm}^{-3}$ );

TE = tarifa de energia elétrica em Santa Catarina (R\$ kWh<sup>-1</sup>);

ICMS = alíquota relativa às operações com energia elétrica em Santa Catarina (%).

### **3.2.2.2 Custo relativo à troca periódica de membranas**

Segundo Cote, Alam e Penny (2012), a deposição lenta de colmatação irreversível na superfície da membrana, operação com pressões transmembrana próximas ao máximo permitido e o próprio envelhecimento natural do material estão entre os principais fatores que levam à necessidade de se realizar a troca das membranas.

A periodicidade de troca da membrana escolhida foi considerada segundo indicações da literatura específicas para o módulo de membranas escolhido (COTE; ALAM; PENNY, 2012). Por fim, o valor atribuído a esta prática foi diluído ao longo de um período igual a 20 anos.

### **3.2.2.3 Custo relativo à folha de pagamento de funcionários**

A escolha do número de operadores necessários para a ETE proposta seguiu as indicações de Young et al. (2012). Uma vez levantado o número de operadores, realizou-se uma pesquisa de salários atribuídos a esses profissionais.

Foram levantados dados salariais contidos em editais de concursos de companhias de saneamento atuantes em Santa Catarina. Por fim, o custo relativo à folha de pagamento de funcionários foi calculado pela multiplicação do número de operadores da ETE pela média aritmética dos salários pesquisados unidos aos encargos pagos pelo empregador sobre o salário bruto.

### **3.2.2.4 Custo relativo à disposição final de lodo**

O custo da disposição final de lodo não pode ser negligenciado ao levantar-se os custos de operação de uma estação de tratamento de esgotos. Tendo em vista a importância da contabilização desse parâmetro,

e a grande variabilidade de valores cobrados para realizar esse serviço, foram compilados dados de transporte e destinação final em aterro sanitário de 10 estações de tratamento de esgoto dispostas em localidades distintas de Santa Catarina e com diferentes produções de lodo. Estes dados foram coletados em contratos referentes à licitações realizadas pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). Tendo em vista que a quantidade total de lodo gerado interfere nas negociações do custo unitário de disposição de lodo entre empresas, foi adotado o valor da média ponderada entre o custo unitário (R\$/ton) aplicado para cada ETE e a sua produção de lodo (ton) no cálculo do custo da disposição final de lodo do BRM estudado. Por fim, o volume de lodo desaguado produzido foi multiplicado pelo valor médio unitário de gerenciamento de lodo obtido através da pesquisa realizada.

### 3.3 Avaliação econômica do BRM e posterior reúso do seu efluente final.

A avaliação econômica do BRM estudado e do posterior reúso do seu efluente final foi realizada através da comparação dos dados levantados com outros estudos envolvendo custos de biorreatores a membrana e outras tecnologias de produção de água de reúso.

Os parâmetros utilizados nesta análise consistiram no custo absoluto (R\$) e relativo (R\$/hab e R\$/m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>) do CAPEX, bem como no custo anual absoluto (R\$/ano) e relativo (R\$/m<sup>3</sup> e R\$/kg de DBO removida) do OPEX. Os percentuais de contribuição de cada quesito de custo avaliado também foram discutidos e a possibilidade de venda da água de reúso na região em questão foi abordada.



## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Módulo de membranas escolhido

O módulo de membranas escolhido para compor o BRM proposto foi o Zeeweed 500D-370 da empresa Suez Water Technologies & Solutions, de conformidade fibra oca, com fluxo de fora para dentro, indicado especificamente para o uso em BRMs. Esta decisão baseou-se na facilidade de contato e troca de informações com a empresa, bem como no seu respaldo, tanto frente ao mercado, como dentre a comunidade acadêmica.

Segundo Cote, Alam e Penny (2012), membranas do tipo fibra oca são aplicáveis para todas as faixas de vazões, e estimam que 75% da capacidade total instalada dos BRMs empregam esse tipo de membranas. Os autores avaliaram a evolução da tecnologia Zeeweed, aplicada também no BRM objeto deste estudo, realizando a primeira análise de previsão de tempo de vida útil de membranas filtrantes com base em uma série de dados históricos disponibilizada por um fornecedor.

As principais características do módulo de membranas escolhido são apresentadas na Tabela 22. O catálogo do módulo de membranas Zeeweed 500D-370 encontra-se no Anexo A.

**Tabela 22** – Características do módulo de membranas Zeeweed 500D-370.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Material	PVDF
Tamanho nominal de poro ( $\mu\text{m}$ )	0,04
Comprimento (m)	0,049
Altura (m)	2,198
Largura (m)	0,844
Volume ( $\text{m}^3$ )	0,091
Área filtrante ( $\text{m}^2$ )	34,4

Fonte: SUEZ (2016).

Tendo em vista a organização dos módulos dentro do tanque de filtração, foi prevista a aplicação do Cassete 48M, da mesma empresa, no

qual é possível alocar até 48 módulos de membrana. Além disso, os componentes necessários para realizar a distribuição da aeração da membrana já constam no cassete. As informações do Cassete 48M estão apresentadas na Tabela 23. O catálogo do Cassete 48M encontra-se no Anexo B.

**Tabela 23** – Características do cassete 48M.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Comprimento (m)	2,116
Altura (m)	2,561
Largura (m)	1,745
Volume (m <sup>3</sup> )	9,456

Fonte: SUEZ (2017).

Segundo Cote, Alam e Penny (2012), o lançamento do módulo ZW500D em 2003 é um resultado de melhorias contínuas sobre a tecnologia durante um período superior a 15 anos, as quais levaram a um aumento da capacidade de filtração de 68 para 1055 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> por cassete, redução em 10 vezes na necessidade de aeração e mais de 6 vezes no custo das membranas, devido ao aumento do fluxo aplicado e diminuição do custo do metro quadrado de membrana. Os autores ainda apontam para a maior densidade de módulos por área ocupada, e por consequência, maiores taxas de filtração no tanque de membranas, as quais evoluíram de 1,9 para 8,0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h<sup>-1</sup>, sendo consideravelmente superiores às dos decantadores secundários, que giram em torno de 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h<sup>-1</sup>.

## 4.2 Biorreator a membrana avaliado

Os principais parâmetros de projeto utilizados para dimensionar o BRM avaliado são apresentados na Tabela 24. O consumo *per capita* de água foi adotado segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o qual indica que o consumo de água para o estado de Santa Catarina (BRASIL, 2018a). As características do esgoto afluente foram adotadas segundo

Von Sperling (2007a), o qual apresenta valores típicos para o esgoto bruto em países em desenvolvimento.

**Tabela 24** – Parâmetros de projeto do BRM proposto.

<b>Dados de entrada</b>	<b>Valor</b>
População contribuinte (P)	50.000 hab
Consumo <i>per capita</i> de água (QPC)	150 L/hab.d
Coefficiente de retorno esgoto/água (CR)	0,8
Vazão média	6.060 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
Vazão de infiltração (Qinf)	1% Q <sub>med</sub>
Concentração média de DBO <sub>5</sub> afluyente	300 mgL <sup>-1</sup>
Concentração média de DQO afluyente	600 mgL <sup>-1</sup>
Concentração média de NTK afluyente	45 mgL <sup>-1</sup>
Carga de DBO afluyente	1.818 kgd <sup>-1</sup>
Idade de lodo ( $\theta_c$ )	40 d
Concentração de SSV no tanque biológico (Xv)	10 gL <sup>-1</sup>

Segundo Meng et al. (2009), estudos indicam que a idade de lodo ( $\theta_c$ ) de um BRM deve estar compreendida entre 20 e 50 dias, para conferir um melhor controle da colmatação da membrana, com a respectiva relação alimento microrganismo (A/M) referente ao  $\theta_c$  escolhido. Neste viés, com objetivo de proporcionar maiores eficiências de tratamento e menores volumes de lodo de descarte, adotou-se  $\theta_c$  de 40 dias para o BRM proposto, com relação alimento/microrganismo estimada em 0,12 kg DBO/kg SSV.d (VON SPERLING, 2007a).

A adoção da concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque biológico igual a 10 gL<sup>-1</sup> seguiu as recomendações de Metcalf e Eddy (2014). Segundo os autores, apesar de um BRM poder operar com altas concentrações de SSV no tanque biológico (15 – 25 gL<sup>-1</sup>), concentrações entre 8 – 12 gL<sup>-1</sup> se apresentam mais favoráveis em termos de custo benefício.

Para adequar e otimizar a operação da ETE estudada, considerou-se o volume do tanque de equalização igual a 80% do volume médio diário de esgoto afluyente ao sistema (VERRECHT et al., 2010).

Adotou-se a concentração máxima de  $10 \text{ mgL}^{-1}$  de nitrogênio total no efluente final da ETE (BASTIAN; MURRAY, 2012). Tendo isso em vista, a etapa de pré-desnitrificação foi dimensionada para atingir eficiência de 80%, considerando um tempo de detenção hidráulica de 1,5 horas e taxa de recirculação interna igual a 400%, conforme indicado por Von Sperling (2007b). Cabe ressaltar que separação física oferecida pelas membranas oferece pouca vantagem em termos de remoção de fósforo (JUDD; JUDD, 2011). Contudo, os autores indicam a possibilidade de introduzir uma etapa anaeróbia no sistema, favorecendo a remoção biológica de fósforo, ou prever a aplicação de processos de coagulação, permitindo alcançar concentrações inferiores à  $0,1 \text{ mgL}^{-1}$ , caso sejam impostos limites restritivos relativos a concentração desse nutriente na água de reúso.

Por fim, é enfatizado que os critérios de projetos adotados podem variar conforme a necessidade de adequação à legislações, local do empreendimento, características do esgoto bruto, entre outros fatores, existindo diversos estudos acerca de diferentes conformidades envolvendo o tratamento de esgotos com BRM e a sua respectiva eficiência em termos de remoção de carga orgânica e nutrientes (BATTISTELLI, 2018; COSTA, 2018; BELLI, 2015). Ademais, a possibilidade de realizar o reúso de águas foi considerada em vista das indicações quanto ao potencial dos BRMs em produzir efluentes de alta qualidade, permitindo tal prática (KOOTENAEI; AMINIRAD, 2014; LE-CLECH, 2010).

As principais unidades de tratamento do sistema proposto e as suas respectivas dimensões são apresentadas na Tabela 25.

**Tabela 25** – Unidades de tratamento e suas dimensões.

<b>Unidade de tratamento</b>	<b>Volume útil (<math>\text{m}^3</math>)</b>	<b>Altura (m)</b>	<b>Área superficial (<math>\text{m}^2</math>)</b>
Tanque biológico	1.530	4,5	340
Tanque de equalização	4848	4,5	1077
Tanque anóxico	387	4,5	86
Tanque de membranas	189	3,0	63

Segundo Metcalf e Eddy (2014), o fluxo escolhido pode variar entre  $20 - 30 \text{ L/m}^2\text{h}^{-1}$  para temperaturas entre  $15 - 20^\circ\text{C}$ , considerando

concentrações intermediárias de sólidos suspensos voláteis no reator. Nesse contexto, o fluxo crítico adotado foi igual a  $25 \text{ L/m}^2\text{h}^{-1}$ . Além disso, considerou-se um tempo de operação e relaxamento *on/off* equivalente a 9 minutos de operação e 1 minuto de relaxamento, indo ao encontro de parâmetros operacionais utilizados por diferentes fornecedores de membranas e BRM em escala real apresentados por Iglesias et al. (2017) e Metcalf e Eddy (2014), resultando em um fluxo de operação de aproximadamente  $21 \text{ L/m}^2\text{h}^{-1}$ .

Tendo em vista os parâmetros adotados e as características do módulo de membranas escolhido, estimou-se um número de módulos necessários igual a 352. Contudo, considerando um fator de segurança de aproximadamente 7%, adotou-se 375 módulos, equivalendo a 7 cassetes 48M completos somados a 1 cassete contendo 39 módulos. Além disso, foi prevista a introdução de um cassete vazio no sistema, totalizando 15% de espaço livre, reservado para suprir a necessidade de introdução de mais módulos no sistema, caso venha a ser necessário devido a questões operacionais.

Por fim, o cálculo das dimensões do tanque de filtração foi realizado de modo a proporcionar alto nível de compactidade para o sistema, considerando as dimensões dos cassetes e o espaçamento entre eles. As principais informações acerca das dimensões e operação do tanque de filtração estão apresentadas na Tabela 26.

**Tabela 26** – Dimensões e operação do tanque de filtração.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Número de módulos	375
Número de cassetes	8+1
Operação / Relaxamento (min/min)	9/1
Fluxo crítico ( $\text{L/m}^2\text{h}^{-1}$ )	25
Fluxo de operação ( $\text{L/m}^2\text{h}^{-1}$ )	21
Volume ( $\text{m}^3$ )	189
Área superficial ( $\text{m}^2$ )	63
Largura (m)	3
Comprimento (m)	21
Profundidade (m)	3

### 4.3 Levantamento dos custos do BRM avaliado: CAPEX

#### 4.3.1 Compra de membranas

Tendo em vista o módulo de membranas escolhido, realizou-se o contato com o respectivo fornecedor para agregar dados de custo da tecnologia. Dessa forma, foi possível obter informações a respeito do valor de mercado do metro quadrado de área filtrante do módulo em questão ( $\$7/\text{ft}^2$  ou  $\$75,35/\text{m}^2$ , em julho de 2018), bem como a proporção de custo entre a compra dos módulos e dos cassetes das membranas (70 e 30%, respectivamente, em agosto de 2018), considerando um módulo 48M totalmente preenchido.

Os dados de custo por metro quadrado de área filtrante, proporções de valores entre módulos e cassetes, bem como as demais informações acerca da compra de membranas necessárias para o BRM proposto são apresentadas na Tabela 27. Uma vez que este é um produto importado, é necessário considerar os impostos incidentes para a NCM 84219999, com destino final da compra localizado no estado de Santa Catarina. Os impostos, suas respectivas alíquotas e os tributos relativos à aquisição das membranas do BRM proposto são apresentados na Tabela 28. Cabe ressaltar que as alíquotas relativas ao II, PIS e COFINS incidem apenas sobre o valor aduaneiro, enquanto o IPI incide sobre o valor aduaneiro somado ao tributo referente ao II (BRASIL, 2018b). Já o ICMS tem sua base de cálculo diferenciada, a qual considera a soma do valor aduaneiro, II, IPI, PIS, COFINS e a alíquota estadual do ICMS (SANTA CATARINA, 1996).

Além disso, foi adotado um valor equivalente a 10% do valor aduaneiro convertido total como custo de instalação das membranas, conforme indicado por Young et al. (2013), totalizando R\$586.650,86. O custo final de aquisição das membranas, considerando a compra dos módulos, cassetes, impostos e instalação foi de R\$10.190.054,79 ou R\$203,80/hab.

**Tabela 27** – Custos referentes à compra de membranas.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Custo ZW 500D	\$75,35/m <sup>2</sup> <sup>1</sup>
Proporção custo membranas/total	70% <sup>2</sup>
Proporção custo cassetes/total	30% <sup>2</sup>
Número de módulos BRM	375
Área filtrante total do BRM	12.900 m <sup>2</sup>
Valor aduaneiro membranas	\$971.980,17
Valor aduaneiro cassetes	\$469.882,99
Taxa de câmbio	4,0687 <sup>3</sup>
Valor aduaneiro convertido membranas	R\$3.954.695,72
Valor aduaneiro convertido cassetes	R\$1.911.812,90
Valor aduaneiro convertido total	R\$5.866.508,62

Fonte: <sup>1</sup> Contato com fornecedor em julho de 2018. <sup>2</sup> Contato com fornecedor em agosto de 2018. <sup>3</sup> Fechamento PTAX de venda USD para BRL referente a 27/08/2018 (BCB, 2018).

**Tabela 28** – Impostos incidentes na compra de membranas.

<b>Imposto</b>	<b>Alíquota (%)</b>	<b>Tributo (R\$)</b>
II	14	821.311,21
IPI	8	535.025,59
PIS	2	123.196,68
COFINS	10,65	624.783,17
ICMS SC	17	1.632.578,67
<b>Total impostos</b>		<b>3.736.895,31</b>

#### 4.3.2 Compra de área

Os dados coletados nas séries históricas e estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a respeito do custo médio do metro quadrado para Santa Catarina, referentes ao ano de 2018, são apresentados na Tabela 29.

**Tabela 29** – Custo médio de compra de área em SC.

<b>Mês de 2018</b>	<b>Custo de área em SC (R\$/m<sup>2</sup>)</b>
Janeiro	1.200,63
Fevereiro	1.207,52
Março	1.212,15
Abril	1.211,98
Mai	1.210,22
Junho	1.228,70
<b>Média</b>	<b>1.211,87</b>

Fonte: IBGE (2018).

Considerando o somatório das áreas superficiais das principais unidades de tratamento apresentadas na Tabela 25, juntamente com uma margem de 100% para a implantação das demais instalações da ETE, além de locais para tráfego de veículos, estacionamentos, entre outros, foi estimada a compra de uma área de aproximadamente 3.133 m<sup>2</sup>, equivalente à 0,063m<sup>2</sup> por habitante atendido. Contudo, necessidades superiores de área para a instalação de BRMs são indicadas na literatura, com valores entre 0,15 – 0,30 m<sup>2</sup>/hab (IGLESIAS et al., 2017), enquanto para lodos ativados convencional e de aeração prolongada estes valores giram em torno de 0,2 – 0,3 e 0,25 – 0,35 m<sup>2</sup>/hab (VON SPERLING, 2007b). Nesse contexto, adotou-se a compra de uma área equivalente a 0,15m<sup>2</sup>/hab, resultando em um terreno de 7.500m<sup>2</sup> necessário para a instalação do BRM proposto, resultando em um custo de R\$9.089.000, equivalente à R\$181,79/hab.

#### 4.3.3 Construção civil

O custo da construção civil, caracterizado pela soma dos dispêndios com materiais de construção e mão de obra, foi estimado sobre a área construída da estação, uma vez que os dados fornecidos pelo IBGE são apresentados no formato R\$/m<sup>2</sup>. Os dados históricos compilados a respeito dos custos médios de materiais de construção e mão de obra são apresentados na Tabela 30 e Tabela 31, respectivamente.

**Tabela 30** – Custo médio de materiais de construção em SC.

<b>Mês de 2018</b>	<b>Custo de materiais de construção em SC (R\$/m<sup>2</sup>)</b>
Janeiro	562,92
Fevereiro	569,81
Março	571,22
Abril	571,05
Maio	571,23
Junho	576,06
<b>Média</b>	<b>570,38</b>

Fonte: IBGE (2018).

**Tabela 31** – Custo médio de mão de obra em SC.

<b>Mês de 2018</b>	<b>Custo de mão de obra em SC (R\$/m<sup>2</sup>)</b>
Janeiro	637,71
Fevereiro	637,71
Março	640,93
Abril	640,93
Maio	638,99
Junho	652,64
<b>Média</b>	<b>641,49</b>

Fonte: IBGE (2018).

Considerando o somatório das áreas superficiais das principais unidades de tratamento apresentadas na Tabela 25, juntamente com uma margem de 30% para a construção das demais instalações da ETE, foi estimada uma área construída de 2.036m<sup>2</sup>. Nesse contexto, o custo relativo à compra de materiais de construção e mão de obra foram R\$1.161.430,16 ou R\$23,23/hab e R\$1.306.213,14 ou R\$26,12/hab, respectivamente. Portanto, o custo total de construção civil foi de R\$2.467.643,30 ou R\$49,35/hab.

#### 4.3.4 Resumo do CAPEX do BRM proposto

O resumo dos custos relativos ao CAPEX do BRM proposto, incluindo os custos absolutos e relativos, está apresentado na Tabela 32.

**Tabela 32** – Resumo do CAPEX do BRM proposto.

<b>Parâmetros</b>	<b>Custo Absoluto</b>	<b>Custo Relativo</b>	
<b>CAPEX</b>	<b>(R\$)</b>	<b>(R\$/hab)</b>	<b>(R\$/m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>)</b>
Membranas e Cassetes	10.190.054,79	203,80	1.681,53
Área	9.089.000,00	181,78	1.499,83
Compra de Materiais	1.161.430,16	23,23	191,66
Mão de obra	1.306.213,14	26,12	215,55
<b>Total CAPEX</b>	<b>21.746.698,09</b>	<b>434,93</b>	<b>3.588,56</b>

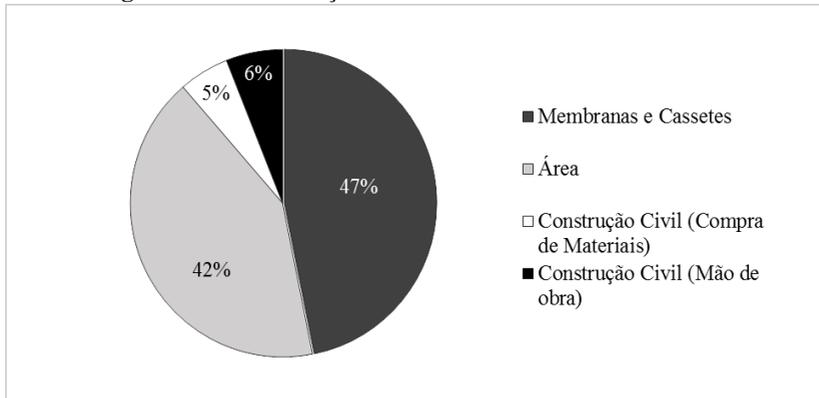
O CAPEX estimado em R\$3.588,56/m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> ou R\$434,93/hab vai ao encontro de levantamentos realizados por Iglesias et al. (2017) em estações com BRM na Espanha, os quais analisaram os custos dos BRMs em comparação com lodos ativados com aeração prolongada e outras tecnologias de produção de água de reúso. De acordo com os autores, o CAPEX de estações com capacidade entre 5.000 – 10.000 m<sup>3</sup>/dia operando com lodos ativados com aeração prolongada; lodos ativados com posterior coagulação, filtros de areia e desinfecção; lodos ativados seguido de filtração com membranas; e BRM é equivalente a 600, 715, 1.030 e 960 €/m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, respectivamente. Além disso, os autores comentam sobre a influência da capacidade da ETE sobre os custos de implantação, apontando valores de CAPEX para vazões entre 1000 – 2000 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> em torno de 420 – 650 €/hab, enquanto para capacidades acima de 10.000m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> este valor reduz para 94 €/hab devido a economias de escala.

A maior contribuição individual para o CAPEX do BRM proposto equivale à compra de membranas e cassetes (47%), similar ao encontrado por Verrechet et al. (2010) (46,9%), seguido pela aquisição de área, representando 42%. Os custos de construção civil apresentaram baixa participação (11%), equivalente à 6% para a contratação de mão de obra

e 5% para a compra de materiais, enquanto demais pesquisas estimaram contribuições entre 33 – 35% (VERRECHT et al., 2010; YOUNG et al., 2013). Contudo, uma maior representatividade desse parâmetro pode ser alcançada com a incrementação do custo de construção civil considerando o transporte de materiais e solo, terraplanagens, fundações, projetos e contratação dos demais funcionários necessários para a construção da ETE.

A distribuição das contribuições de cada parâmetro de CAPEX avaliado está resenteda na Figura 12.

**Figura 12** – Contribuições individuais dos custos do CAPEX.



#### 4.4 Levantamento dos custos do BRM avaliado: OPEX

##### 4.4.1 Consumo energético

Estudos indicam que para sistemas otimizados o consumo energético de um BRM pode alcançar valores entre 0,4 – 0,6 kWh/m<sup>3</sup>, com perspectivas de redução deste consumo devido a novas pesquisas que vem sendo realizadas (IGLESIAS et al., 2017; ITOKAWA et al., 2014; JUDD, 2017; KRZEMINSKI et al., 2017; XIAO et al., 2014). Nesse contexto, adotou-se um consumo energético geral para o BRM proposto igual a 0,5 kWh/m<sup>3</sup>.

A determinação do custo do kWh adotado levou em consideração os valores cobrados pela CELESC para empreendimentos relacionados ao saneamento. Tendo isso em vista, foi considerada a tarifa horária azul de ponta do Grupo A, Subgrupo A4 – Água, Esgoto e Saneamento, caracterizando o cenário mais desfavorável para este tipo de consumidor, equivalente a R\$0,4593485/kWh, bem como a incidência da alíquota de 25% referente ao ICMS (CELESC, 2018).

Por fim, aplicando a Equação 22 foi possível estimar um custo anual de energia elétrica igual a R\$635.020,59 ou R\$0,29/m<sup>3</sup>. Contudo, cabe ressaltar que as tarifas cobradas por companhias de energia são variáveis conforme a disponibilidade e demanda, e por esse motivo, custos de energia elétrica mais vantajosos podem ser alcançados.

#### 4.4.2 Troca periódica de membranas

Ao analisar a base de dados disponibilizada pelo fornecedor do módulo de membranas escolhido para o BRM proposto, Cote, Alam e Penny (2012) estudaram o tempo de vida útil dos módulos de membrana das gerações anteriores e atual da tecnologia ZeeWeed e indicaram que é possível afirmar com segurança que os módulos ZW500D podem operar 10 anos ou mais antes de necessitar troca.

Tendo isso em vista, considerou-se a reposição total das membranas após 10 anos de operação, de custo idêntico ao estipulado para a compra e instalação dos módulos de membranas considerados no presente projeto. Cabe ressaltar que esse é um gasto de operação pontual, mas para título de comparação foi diluído ao longo de um período igual a 20 anos, resultando em um custo anual de R\$392.317,11 ou R\$0,18/m<sup>3</sup>.

#### 4.4.3 Folha de pagamento de funcionários

Os resultados da pesquisa salarial realizada para estimar o custo com funcionários, caracterizado pelo pagamento dos operadores da ETE, estão apresentados na Tabela 33. Os concursos pesquisados são referentes ao ano de 2018. Além do honorário, foram considerados 70% de encargos sobre o salário bruto, os quais são pagos pelo empregador.

**Tabela 33** – Salários de operador de ETE em SC.

<b>Valores (R\$)</b>		
<b>Empresas</b>		<b>Referências</b>
SAMAE Orleans	2.979,07	SAMAE ORLEANS (2018)
VISAN Videira	2.306,55	VISAN (2018)
SAMAE Blumenau	1.180,32	SAMAE BLUMENAU (2018)
SAMAE São Bento do Sul	2.912,58	SAMAE SÃO BENTO DO SUL (2018)
SAMAE Urussanga	2.822,83	SAMAE URUSSANGA (2018)
<b>Resultados</b>		
Média Salário Bruto	2.440,27	
Encargos	1.708,59	
Total mensal por funcionário	4.148,46	
Total anual 4 funcionários	199.126,03	

Adotou-se 4 operadores para a ETE proposta, uma vez que o alto grau de automatização de um BRM permite considerar esta quantia, enquanto para uma ETE com lodos ativados convencional e com filtração terciária o número usual de operadores é 5 e 6, respectivamente (YOUNG et al., 2012a). Nesse contexto, o custo anual estimado com funcionários foi igual a R\$199.126,03 ou R\$0,09/m<sup>3</sup>.

#### 4.4.4 Disposição final de lodo

Os dados de custo unitário de manejo de lodo, número de toneladas anuais geradas e o custo total anual de disposição final de lodo de 10 estações de tratamento de esgotos operadas pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento estão dispostos na Tabela 34.

Tendo em vista a idade de lodo adotada (40 dias), estimou-se um descarte de lodo de aproximadamente 43 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> ou 430 kgSST.d<sup>-1</sup>. Considerando desaguamento por centrifugação, com 95% de captura de sólidos e 20% de concentração de sólidos no lodo de descarte final (ANDREOLI et al., 2007), foi estipulada uma produção de lodo de

aproximadamente 725 ton/ano, equivalente a R\$168.383,83/ano ou R\$0,08/m<sup>3</sup>.

**Tabela 34** – Custo de disposição final de lodo de ETE em SC.

<b>Estação de tratamento de esgotos</b>	<b>Custo unitário (R\$/ton)</b>	<b>Toneladas (ton/ano)</b>	<b>Custo anual (R\$)</b>
Insular		10.020	2.190.772,80
Canasvieiras	218,64 <sup>1</sup>	3.854	842.638,56
Lagoa da Conceição		360	78.710,40
Araquari Centro	281,00	158	44.398,00
Canoinhas	329,00	150	49.350,00
Indaial	267,00	100	26.700,00
Braço do Norte	298,00	180	53.640,00
Criciúma	247,00	2.700	666.900,00
Laguna	350,00	220	77.000,00
Chapecó	340,00	840	285.600,00
<b>Média ponderada</b>	<b>232,25</b>		

Fonte: CASAN (2018a).

<sup>1</sup> Não considera o custo de transporte.

#### 4.4.5 Resumo do OPEX do BRM proposto

O resumo dos custos relativos ao OPEX do BRM proposto estão apresentados na Tabela 35.

**Tabela 35** – Resumo do OPEX do BRM proposto.

<b>Parâmetros</b>	<b>Custo Absoluto</b>	<b>Custo Relativo</b>
<b>OPEX</b>	<b>(R\$/ano)</b>	<b>(R\$/m<sup>3</sup>)</b>
Energia	635.020,59	0,29
Troca periódica de membranas	392.317,11	0,18
Funcionários	199.126,03	0,09
Disposição final de Lodo	168.383,83	0,08
<b>Total OPEX</b>	<b>1.395.371,64</b>	<b>0,63</b>

O OPEX estimado em R\$0,63/m<sup>3</sup> ou R\$2,10 por kg de DBO removida vai ao encontro dos estudos realizados por Iglesias et al. (2017). Segundo os autores, o OPEX de estações com capacidade entre 5.000 – 10.000 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> operando com lodos ativados com aeração prolongada; lodos ativados com posterior coagulação, filtros de areia e desinfecção; lodos ativados seguido de filtração com membranas; e BRM equivalem a 0,22; 0,31; 0,40 e 0,32 €/m<sup>3</sup>, respectivamente, estando inclusos os dispêndios com a disposição final de lodo. Os autores também indicam valores entre 0,5 – 18 €/kgDBO ao avaliar o OPEX dos BRMs estudados.

O consumo energético da ETE avaliada neste trabalho representou 46% dos custos de operação, enquanto demais estudos indicam contribuições em torno de 27 – 34% (LO; MCADAM; JUDD, 2015), 41% (IGLESIAS et al., 2017) e 79,6% (VERRECHT et al., 2010). Já a troca periódica de membranas foi ao encontro dos estudos de Lo, McAdam e Judd (2015), igualando em 28% de contribuição.

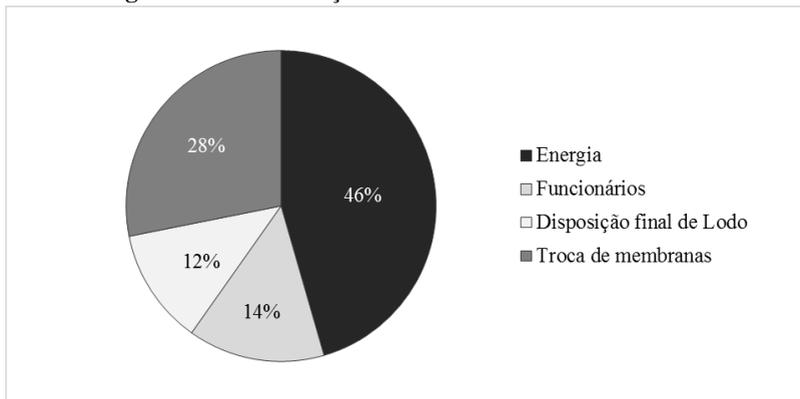
A comparação das contribuições relativas a folha de pagamento de funcionários é uma tarefa complexa, uma vez que este parâmetro é extremamente variável conforme o local do empreendimento. O pagamento dos operadores do BRM proposto representou 14% do OPEX, similar ao estimado por Young et al. (2013) (15%). Lo, McAdam e Judd (2015) indicam porcentagens de participação iguais a 14; 5,6 e 2,8% para estações de diferentes capacidades. Brepols, Schäfer e Engelhardt (2010), 24%, considerando um BRM com capacidade para atender 10.000 pessoas. Já Verrecht et al. (2012) atribuiu 51% de participação relativa a

funcionários após analisar um BRM de pequena escala produzindo  $25 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$  de água de reúso para uma comunidade no Reino Unido, concluindo que em estações com maiores capacidades os dispêndios com energia superam os custos com honorários.

Por fim, a disposição final de lodo representou 12% do OPEX, situando-se abaixo dos dados apresentados por Iglesias et al. (2017) (16%), Verrecht et al. (2010) (17,9%) e Brepols, Shäfer e Engelhardt (2010) (21%). Cabe ressaltar que a avaliação de custo realizada abrangeu a forma clássica de disposição final de lodo (aterro sanitário). Contudo, opções alternativas para dispor este resíduo podem ser consideradas, como o uso na agricultura, compostagem ou biodigestão anaeróbia.

A distribuição das contribuições de cada parâmetro de OPEX avaliado está representada na Figura 13.

**Figura 13** – Contribuições individuais dos custos do OPEX.



O custo de OPEX de R\$0,63 por  $\text{m}^3$  de efluente tratado se encontra consideravelmente abaixo das tarifas de água potável aplicadas em Santa Catarina, onde para os usos acima de  $10 \text{ m}^3/\text{mês}$ , nas categorias industrial, pública, e micro e pequenos comércio, paga-se R\$10,7866/ $\text{m}^3$  (CASAN, 2018b). Isto vai ao encontro dos estudos de Young et al. (2013), os quais indicam a competitividade dos BRMs frente à tecnologia de lodos ativados para situações nas quais é necessário atingir altas remoções de nutrientes ou desejar-se fazer reúso.

É importante ressaltar que os custos de transporte e cloração da água de reúso devem ser considerados quando se realiza tal prática, o que aumentaria o OPEX. Contudo, o transporte da água de reúso até o local desejado incrementa em torno de 0,02 – 0,04 €/m<sup>3</sup> no OPEX (IGLESIAS et al., 2017), e a sua desinfecção com cloro representa menos de 3% dos custos de operação (VERRECHT et al., 2012). Portanto, a aplicação de BRMs na produção de água de reúso em Santa Catarina é uma escolha interessante, tanto do ponto de vista econômico, quanto ambiental, uma vez que o estado possui polos industriais distribuídos em diferentes regiões, bem como demandas públicas e comerciais de água.



## 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1 CONCLUSÕES

O levantamento dos custos de implantação para o BRM proposto apresentou valores equivalentes a R\$3.588,56/m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> ou R\$434,93/hab para o CAPEX, os quais vão ao encontro de outros estudos realizados abordando custos da mesma tecnologia. A maior contribuição individual para o CAPEX se deu pela compra de membranas e cassetes (50%), seguido pela aquisição de área (44,6%) e construção civil (5,4%).

O levantamento dos custos de operação também foi ao encontro da literatura, apresentando valores equivalentes a R\$0,63/m<sup>3</sup> ou R\$2,10 por kg de DBO removida. A maior contribuição individual para o OPEX do sistema caracterizou-se pelo consumo energético (46%), seguido pela troca periódica de membranas (28%), pagamento de funcionários (14%) e disposição final de lodo (12%). Por fim, foi verificado que o sistema proposto é competitivo, tendo em vista a produção de água de reúso, uma vez que o seu OPEX é consideravelmente inferior ao valor cobrado pela água potável na região em questão.

### 5.2 RECOMENDAÇÕES

- Estudar as externalidades ambientais envolvidas no reúso e a sua aplicação na análise de custo benefício;
- Realizar estudo de viabilidade econômica considerando os custos de implantação e operação juntamente com a receita da venda da água de reúso e as externalidades ambientais referentes à prática do reúso;
- Unir a avaliação de ciclo de vida com a análise de custos da tecnologia.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969: Projeto, Construção e Operação de Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes de Tanques Sépticos: procedimentos.** 1997.

ANA – Agência Nacional de Águas. FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. SINDUSCON/SP – Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo. **Manual de Conservação e Reúso da Água em Edificações**, São Paulo, 2005. Disponível em: <http://www.fiesp.com.br/arquivo-download/?id=161985>. Acesso em: fevereiro de 2018.

ANDRADE, J. F. **Pós-Tratamento de Efluentes Sanitários através de Membranas.** 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2001.

ANDREOLI, C. V et al. **Sludge Treatment and Disposal.** Londres: IWA Publishing, 2007.

ASANO, T. **Water from (Waste) Water – The Dependable Water Resource.** Stockolm Water Prize Laureate Lecture, ministrada no 11º Stockolm Water Symposium, Stockolm, Sweden, Agosto, 2001.

ASANO, T. **Artificial Recharge of Groundwater.** Stoneham: Butterworth Publisher, 2016.

BASTIAN, R; D. MURRAY. Guidelines for Water Reuse. **US EPA Office of Research and Development**, Washington, DC, EPA/600/R-12/618, 2012.

BATTISTELLI, A. A. **Eletrobiorreator a Membrana Aplicado ao Tratamento De Efluentes Sanitários Objetivando a Remoção de Nutrientes e o Controle da Colmatação.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2018

BATTISTELLI, A. A. et al. Anoxic/Oxic Electro-Membrane Bioreactor: Effect of Hydraulic Retention Time on Treatment Performance. **Journal of Environmental Engineering**, V. 144, P. 1-9, 2018.

BCB – Banco Central do Brasil. **Cotações e Boletins: Boletins intermediários de taxas de câmbio em uma data**. Disponível em: <<https://www4.bcb.gov.br/pec/taxas/port/ptaxnpsq.asp?id=txcotacao>>. Acesso em: setembro de 2018.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando à remoção de nitrogênio total**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2011.

BELLI, T. J. **Remoção de nutrientes de esgoto sanitário em biorreator à membrana operado em batelada sequencial**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

BELLI, T. J. et al. Effect of solids retention time on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a sequencing batch membrane bioreactor. **Environmental Technology**, v. 3330, n. July, p. 1–10, 2016.

BHOYE, V. Y.; SANER, A. B.; AHER, P. D. Life Cycle Cost Analysis of Sewage Treatment Plants. **International Journal of Modern Trends in Engineering and Research**, p. 426–429, 2016.

BERNARDELLI, J. K. B. **Biodegradação de estrona, 17-estradiol e 17-etinilestradiol em sistemas aeróbios de tratamento**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2014.

BRASIL. Ministérios das Cidades. Secretaria de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**, Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018a.

BRASIL. Ministério da Fazenda, Receita Federal. **Simulador do Tratamento Tributário e Administrativo das Importações**. Disponível em: <<https://www4.receita.fazenda.gov.br/simulador/>>. Acesso em: 21/09/2018b.

BREPOLS, C.; SCHÄFER, H.; ENGELHARDT, N. Considerations on the design and financial feasibility of full-scale membrane bioreactors for municipal applications. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 10, p. 2461–2468, 2010.

BRK AMBIENTAL. Institutional – Aquapolo. 2018. Disponível em <https://www.brkambiental.com.br/aquapolo>. Acesso em: outubro de 2018.

CAMPELLO, F. Nitrificação e Pré-desnitrificação em sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizando biorreator à membrana submersa visando reúso. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

CASAN. **Companhia Catarinense de Águas e Esgoto: Resultados das Licitações e Contratos Assinados**. Disponível em: <<https://www.casan.com.br/menu-conteudo/index/url/resultados-das-licitacoes-e-contratos-assinados#0>>. Acesso em: agosto de 2018a.

CASAN. **Companhia Catarinense de Águas e Esgoto: Tabela Tarifária**. Disponível em: <[https://www.casan.com.br/ckfinder/userfiles/files/Documentos\\_Download/publica%C3%A7%C3%A3o%20Tabela%20Tarif%C3%A1ria%202018.pdf#400](https://www.casan.com.br/ckfinder/userfiles/files/Documentos_Download/publica%C3%A7%C3%A3o%20Tabela%20Tarif%C3%A1ria%202018.pdf#400)>. Acesso em: setembro de 2018b.

CELESC. **Centrais Elétricas de Santa Catarina: Tarifas**. Disponível em: <<http://www.celesc.com.br/porta1/index.php/duvidas-mais-frequentes/1140-tarifa>>. Acesso em: setembro de 2018.

COSTA, R. E. et al. Assessing the performance and microbial community of hybrid moving bed and conventional membrane bioreactors treating municipal wastewater. **Environmental Technology**, v. 0, n. 0, p. 1–14, 2017.

COSTA, R. E. et al. Comparative study on treatment performance, membrane fouling, and microbial community profile between conventional and hybrid sequencing batch membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 1, p. 1-16, 2018.

COSTA, R. E. **Estudo comparativo das tecnologias de biorreator a membrana de leito móvel e biorreator a membrana convencional no tratamento de esgoto sanitário: avaliação do desempenho na remoção de nutrientes e da colmatação das membranas operando os reatores em batelada sequencial**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2018.

COTE, P.; ALAM, Z.; PENNY, J. Hollow fiber membrane life in membrane bioreactors (MBR). **Desalination**, v. 288, p. 145–151, 2012.

DHILLON, B. S. **Life Cycle Costing for Engineers**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2010.

DOHARE, E. D.; TRIVEDI, E. R. A Review on Membrane Bioreactors : An Emerging Technology for Industrial Wastewater Treatment. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 4, n. 12, p. 226–236, 2014.

EC – European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. **Official Journal of the European Communities**, p 1-73, 2000. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090625:EN:PDF>>. Acesso em novembro de 2011.

EMBLEMSVÅG, J. Life-Cycle Costing: Using Activity-Based Costing and Monte Carlo Methods to Manage Future Costs and Risks. Wiley, 2003.

FÄRE, R. et al. Multilateral Productivity Comparisons When Some Outputs are Undesirable: A Nonparametric Approach. **The Review of Economics and Statistics**, v. 71, n. 1, p. 90–98, 1989.

FOLEY, J. et al. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 44, n. 5, p. 1654–1666, 2010.

GINZBURG, B. LEAPmbr process design. Mea UFMBR. **Workshop for ITPs**, Abu Dhabi, 2013.

GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LOVE, N. G.; FILIPE, C. D. M. **Biological Wastewater Treatment**, Third Edition. CRC Press, 2011.

GUPTA, N.; JANA, N.; MAJUMDER, C.B. Submerged Membrane Bioreactor System for Municipal Wastewater Treatment Process: An Overview. **Indian Journal of Chemical Technology**, Vol. 15, p. 604–608, 2008.

GUGLIELMI, G. et al. Sub-critical fouling in a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: Experimental investigation and mathematical modelling. **Water Research**, v. 41, p. 3903–3914, 2007.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas**. Rio de Janeiro: E-papers, 2006.

HAI, F.I.; YAMAMOTO, K.; LEE, C. **Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse**. IWA Publishing, Londres, 2013.

HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOLINOS-SENANTE, M.; SALA-GARRIDO, R. Science of the Total Environment Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 4, p. 953–957, 2010.

HUNKELER, D. et al. **Environmental Life Cycle Costing**. Boca Raton: Taylor & Francis, 2008.

HUTTON, G.; HALLER, L. Evaluation of the Costs and Benefits of Water and Sanitation Improvements at the Global Level. **World Health Organization**, 2004.

IBGE. **Séries Históricas e Estatísticas – Unidades da Federação: Custo médio do m2**. Disponível em: <<https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?no=2&op=1&vcodigo=PRECO415&t=custo-medio-m2>>. Acesso em: agosto de 2018.

**IBGE. Séries Histórias e Estatísticas – Unidades da Federação: Custo médio do m<sup>2</sup> em moeda corrente – componente mão-de-obra.**

Disponível

em:<<https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?no=2&op=1&vcodigo=SI6&t=custo-medio-m2-moeda-corrente-componente>>. Acesso em: agosto de 2018.

**IBGE. Séries Histórias e Estatísticas – Unidades da Federação: Custo médio do m<sup>2</sup> em moeda corrente – componente material.** Disponível

em:<<https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?no=2&op=1&vcodigo=PRECO405&t=custo-medio-m2-moeda-corrente-componente>>.

Acesso em: agosto de 2018.

IGLESIAS, R. et al. Comparison of full scale water reclamation technologies with an emphasis on membrane bioreactors. **Water Science & Technology**, v. 75, n. 11, p. 2562–2570, 2017.

ISO, International Organization for Standardization. **ISO 14040:** Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. 2006.

ITOKAWA, H. et al. Design and operating experiences of full-scale municipal membrane bioreactors in Japan. **Water Science & Technology**, p. 1088–1094, 2014.

JEGATHEESAN, V. et al. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: a critical review. **Bioresource Technology**, v. 204, p. 202–212, 2016.

JUDD, S. J. Membrane technology costs and me. **Water Research**, v. 122, p. 1–9, 2017.

JUDD, S.; JUDD, C. *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. Elsevier, 2006.

JUDD, S.; JUDD, C. *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. Second ed. Oxford: Elsevier, 2011.

KELLNER, R. L. Biorreator à membrana de leito móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2014.

KENNEDY, S.; CHURCHOUSE, S. Progress in membrane bioreactors: new advances. **Water and Wastewater Europe Conference**, Milan, 2005.

KOOTENAEI, F. G.; AMINIRAD, H. Membrane Biological Reactors (MBR) and Their Applications for Water Reuse. **International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research**, v. 2, n. 7, p. 2208–2216, 2014.

KOUL, A.; JOHN, S. A Life Cycle Cost Approach for Evaluation of Sewage Treatment Plants. **International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering**, v. 2, n. 7, p. 15–20, 2015.

KRAUME, M.; DREWS, A. Membrane Bioreactors in Waste Water Treatment - Status and Trends. **Chemical Engineering & Technology**, v. 33, n. 8, p. 1251–1259, 2010.

KRZEMINSKI, P. et al. Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. **Journal of Membrane Science**, v. 527, n. December 2016, p. 207–227, 2017.

KUBBA, S. Green Construction Project Management and Cost Oversight. Oxford: Elsevier Science, 2010.

LAURINONYTE, J. et al. Membrane Bioreactor (MBR) as Alternative to a Conventional Activated Sludge System Followed by Ultrafiltration (CAS-UF) for the Treatment of Fischer-Tropsch Reaction Water from Gas-to-Liquids Industries. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 4, 2017.

LE-CLECH, P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 88, n. 6, p. 1253–1260, 2010.

- LI, J. et al. New insights into membrane fouling in submerged MBR under sub-critical flux condition. **Bioresource Technology**, v. 137, p. 404–408, 2013.
- LO, C. H.; MCADAM, E.; JUDD, S. The cost of a small membrane bioreactor. **Water Science & Technology**, p. 1739–1746, 2015.
- MACHADO, J.L.F. Mapa hidrogeológico do estado de Santa Catarina. CPRM Serviço Geológico do Brasil, Porto Alegre, 2013. Disponível em: <<http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/11594>>. Acesso em agosto de 2018.
- MADAENI, S. . The application of membrane technology for water disinfection. **Water Research**, v. 33, n. 2, p. 301–308, 1999.
- MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reúso da água**. 101 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- MARECOS, H.; ALBUQUERQUE, A. **Reutilização de Águas Residuais**. Lisboa: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos e Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, 2010.
- MENG, F. et al. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.
- MENG, F. et al. Recent Advances in Membrane Bioreactors: Configuration Development, Pollutant Elimination, and Sludge Reduction. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 139–160, 2012.
- METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.
- METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 5ª ed. New York: McGraw-Hill, 2014.
- MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. 2. ed., Dordrecht, NL, Kluwer academic Publishers, USA, 1996.

NEOH, C. H. et al. Green Technology in Wastewater Treatment Technologies: Integration of Membrane Bioreactor with Various Wastewater Treatment Systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 582–594, 2015.

PEARCE, G. SWRO pre-treatment: Cost and sustainability. **Filtration & Separation**, v. 47, n. 2, p. 36–38, 2010.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico**. 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PIRANI, S. et al. Life Cycle Assessment of Membrane Bioreactor Versus Cas Wastewater Treatment: Masdar City and Beyond. **The Sixth Jordan International Chemical Engineering Conference**, p. 1–10, 2012.

PROVENZI, G. Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

REBITZER, G.; HUNKELER, D.; JOLLIEP, O. LCC - The Economic Pillar of Sustainability: Methodology and Application to Wastewater Treatment. **Environmental Progress**, n. 4, p. 241–249, 2003.

RODRIGUEZ, D. et al. Indirect potable reuse: A sustainable water supply alternative. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 6, n. 3, p. 1174–1209, 2009.

SAMAE BLUMENAU – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Blumenau. **Edital N° 001/2018**. Disponível em: <<http://www.ibam-concursos.org.br/documento/EDITSAMAE183.pdf>>. Acesso em: agosto de 2018.

SAMAE ORLEANS – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto – Autarquia do Município de Orleans-SC. **Edital Concurso Público 001/2018**. Disponível em: <<http://concursos.unibave.net/uploads/210/concursos/24/anexos/51202ff0fb922cae064d42d74a28884b.pdf>>. Acesso em: agosto de 2018.

SAMAE SÃO BENTO DO SUL – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de São Bento do Sul, SC. **Edital N° 001/2018/SAMAE**. Disponível em: <[https://www.acesseconcursossc.com.br/arquivos/00083/1524861450\\_samaeretificado.pdf](https://www.acesseconcursossc.com.br/arquivos/00083/1524861450_samaeretificado.pdf)>. Acesso em: agosto de 2018.

SAMAE URUSSANGA - Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Urussanga/SC. **Edital n.º 003/2018 de CONCURSO PÚBLICO**. Disponível em: <<https://www.novaconcursos.com.br/portal/wp-content/uploads/2018/07/edital-samae-de-urussanga-sc.pdf>>. Acesso em: agosto de 2018.

SANTA CATARINA. Secretaria do Estado da Fazenda. **Lei 10.297, de 26 de dezembro de 1996**. Regulamenta a Legislação tributária no estado. Disponível em: <[http://legislacao.sef.sc.gov.br/Consulta/Views/Publico/Frame.aspx?x=/Cabecalhos/frame\\_lei\\_10297.htm/](http://legislacao.sef.sc.gov.br/Consulta/Views/Publico/Frame.aspx?x=/Cabecalhos/frame_lei_10297.htm/)>. Acesso em: setembro de 2018.

SANZ L.; GAWLIK, B. Water Reuse in Europe – Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation. Publications Office of the European Union. Itália, 2014. Disponível em: <<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC92582>> Acesso em: setembro de 2018.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso. 1ª Ed, ABES, São Paulo, 2001.

SUEZ. **Water Technologies & Solutions – Fact sheet: ZeeWeed 500D cassette**, 2017. Disponível em: <[https://www.suezwatertechnologies.com/kcpguest/documents/FactSheets\\_Cust/Americas/English/FSpw500D-CASS\\_EN.pdf](https://www.suezwatertechnologies.com/kcpguest/documents/FactSheets_Cust/Americas/English/FSpw500D-CASS_EN.pdf)>. Acesso em: setembro de 2018.

SUEZ. **Water Technologies & Solutions – Fact sheet: ZeeWeed 500D module**, 2016. Disponível em: <<https://www.suezwatertechnologies.com/products/zeeweeds-500-membrane>>. Acesso em: setembro de 2018.

TELLES, D. D. A.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. Ed. Blucher, 2007.

TURNER, K. et al. **Economic valuation of water resources in agriculture**. FAO, Land and Water Development Division, Rome, 2004.

UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, 2015. Disponível em <<http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>>. Acesso em novembro de 2018.

USEPA. Guidelines for Water Reuse. **Development**, v. 26, n. September, p. 252, 2004.

USEPA. Guidelines for Water Reuse (EPA/600/R-12/618). United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C., 2012. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1530.pdf>>. Acesso em: setembro de 2018.

VERRECHT, B. et al. The cost of a large-scale hollow fibre MBR. **Water Research**, v. 44, n. 18, p. 5274–5283, 2010.

VERRECHT, B. et al. Economical Evaluation and Operating Experiences of a Small-Scale MBR for Nonpotable Reuse. **Journal of Environmental Engineering**, v. 138, n. 5, p. 594–600, 2012.

VISAN – Serviço Autônomo de Água e Esgoto do Município de Videira – VISAN. **Edital de Concurso Público Nº 001/2018**. Disponível em: <<https://editalconcursosbrasil.com.br/wp-content/uploads/2018/08/edital-001-2018-visan.pdf>>. Acesso em: agosto de 2018.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.4. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. Londres: IWA Publishing, 2007a.

VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. Londres: IWA Publishing, 2007b.

WOZNIAK, T. Comparison of a conventional municipal plant , and an MBR plant with and without MPE. **Desalination and Water Treatment**, p. 341–352, 2012.

XIAO, K. et al. Engineering application of membrane bioreactor for wastewater treatment in China: Current state and future prospect. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 8, n. 6, p. 805–819, 2014.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. **Journal of Membrane Science**, v. 270, n. 1–2, p. 201–211, 2006.

YOUNG, T. et al. MBR vs. CAS : capital and operating cost evaluation. **Water Practice & Technology**, v. 7, n. 4, p. 1–8, 2012a.

YOUNG, T. et al. Capital and Operating Cost Evaluation of CAS vs . MBR Treatment. **Water Environment Federations Annual Technical Exhibition and Conference**, p. 4087–4097, 2012b.

YOUNG, T. et al. When does building an MBR make sense? How variations of local construction and operating cost parameters impact overall project economics. **Water Environment Federations Annual Technical Exhibition and Conference**, p. 6354–6365, 2013.

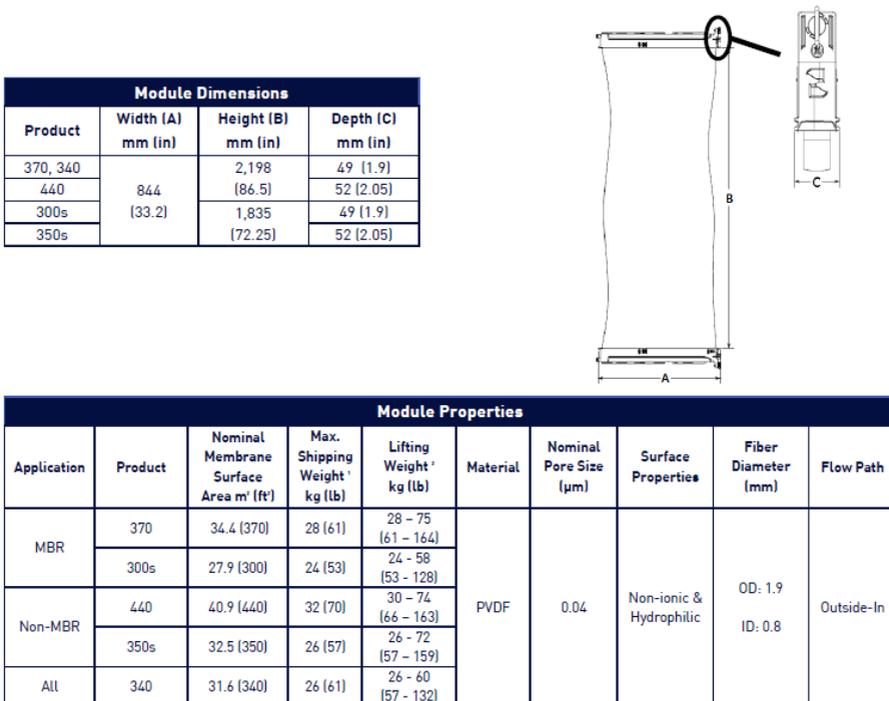
YOUNG, T. et al. Cost-effectiveness of membrane bioreactors treatment system for low-level phosphorus reduction from municipal wastewater. **Water Practice & Technology**, v. 9, n. 3, p. 316–323, 2014.

## 7. ANEXOS

### 7.1 ANEXO A: Catálogo do módulo de membranas Zeeweed 500D-370

O catálogo contendo as dimensões e principais informações do módulo de membranas Zeeweed 500D-370 está apresentado na Figura A-1.

**Figura A-1** – Dimensões do módulo de membranas Zeeweed 500D-370.



Fonte: Suez (2016).

## 7.2 ANEXO B: Catálogo do cassete de membranas Zeeweed 500d-48M

As dimensões do cassete de membranas Zeeweed 500d-48M estão apresentadas na Figura B-1.

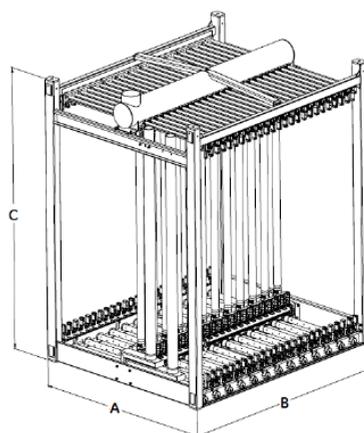
**Figura B-1** – Catálogo do cassete de membranas Zeeweed 500d-48M.



Water Technologies & Solutions  
fact sheet

### ZeeWeed\* 500D cassette

Cassette Dimensions			
Product	Width (A) mm (in)	Length (B) mm (in)	Height (C) mm (in)
68M	1,745 (68.7)	2,136 (84.1)	2,561 (100.8)
64M	1,745 (68.7)	2,116 (83.3)	2,561 (100.8)
48M			
20M	738 (29.1)	1,744 (68.7)	2,512 (98.9)
16M			
20Ms			2,149 (84.6)
16Ms	738 (29.1)	980.2 (38.6)	2085.8 (82.1)
10Ms			
8Ms	738 (29.1)	980.2 (38.6)	2085.8 (82.1)



Fonte: Suez (2017).