

CATARINA FRIAS RAMOS DA SILVA

Licenciatura em Geologia

AVALIAÇÃO DE POTENCIAL DE DESSALINIZAÇÃO E CONDIÇÕES DE CUSTO

CASO DE ESTUDO: CONCELHO DE CASCAIS

MESTRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Universidade NOVA de Lisboa
Outubro, 2023

AVALIAÇÃO DE POTENCIAL DE DESSALINIZAÇÃO E CONDIÇÕES DE CUSTO

CASO DE ESTUDO: CONCELHO DE CASCAIS

CATARINA FRIAS RAMOS DA SILVA

Licenciatura em Geologia

Orientadora: Maria Júlia da Fonseca Seixas

Professora Catedrática, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa

Coorientador: Luís Pereira Dias

Assistente de Investigação, CENSE – Center for Environmental and Sustainability Research, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa

Júri

Presidente: Prof. Doutor Francisco Manuel Freire Cardoso Ferreira

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa

Arguente: Prof. Doutor Pedro Manuel Hora Santos Coelho

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa

Vogal: Prof. Doutora Maria Júlia da Fonseca Seixas

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa

Avaliação de potencial de dessalinização e condições de custo

Caso de estudo: Concelho de Cascais

Copyright © Catarina Frias Ramos da Silva, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade NOVA de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho concretizou-se com apoios e incentivos indispensáveis à sua realização.

Manifesto assim os meus agradecimentos a todos aqueles que, de alguma forma, permitiram que esta tese se concretizasse, designadamente:

À Professora Doutora Júlia Seixas, minha orientadora, pela coordenação, supervisão e orientação, apoio e disponibilidade, aconselhamento, estímulo e incentivo.

Ao Investigador, meu coorientador, Eng. Luís Pereira Dias, pela presença constante e incondicional, orientação, aconselhamento, empatia e disponibilidade.

Aos *stakeholders, experts* no assunto da dessalinização, que aceitaram o repto de me conceder uma entrevista, disponibilizando o seu tempo, e que com as suas competências, informação e perspetivas especializadas me permitiram enquadrar muitos dos assuntos abordados, designadamente, Professor Dr. Rodrigo Proença de Oliveira, Engenheiro João Diniz e Engenheiro José Manuel Sardinha.

Aos colegas que me acompanharam, em especial ao Gonçalo e ao João.

A todos os meus amigos e familiares que de alguma forma contribuíram para que concretizasse este trabalho, principalmente à minha mãe e ao meu pai.

A Todos o meu muito obrigada e profundo reconhecimento.

*«Esquecemo-nos que o ciclo da água e o ciclo da vida
são, na verdade, um só.» (Jacques Y. Cousteau
-oceanógrafo)*

RESUMO

A escassez de água à escala global representa um desafio significativo, pois afeta diretamente a saúde, a qualidade de vida, a produção de alimentos e a estabilidade ambiental. O crescente consumo de água, juntamente com fatores como a urbanização e as alterações climáticas, entre outros, torna a gestão da água um problema de extrema importância. A dessalinização oferece uma fonte alternativa de água doce, aproveitando as vastas reservas de água salgada disponíveis no mundo. O presente trabalho estuda a possível implementação de tecnologias de dessalinização como uma abordagem estratégica para mitigar a escassez de água.

O estudo avalia os custos associados à dessalinização, bem como a sua viabilidade em diferentes contextos tecnológicos e regionais. Através do caso de estudo do Concelho de Cascais e com base na tecnologia de dessalinização de osmose inversa, foram avaliados diversos cenários. Foi escolhida a osmose inversa uma vez que é a tecnologia mais utilizada mundialmente, devido à sua elevada eficiência energética quando comparada com outras tecnologias, aos seus custos reduzidos e à sua fácil adaptação a diferentes tamanhos e contextos geográficos. As variáveis utilizadas nestes cenários foram a capacidade de produção de água doce, o custo da energia, o consumo energético, o tempo de vida útil da unidade de dessalinização e o custo do terreno. No total foram estudados 72 cenários, com o objetivo de verificar quais das variáveis estudadas tinham maior influência nos valores dos indicadores. Os indicadores utilizados para caracterizar o desempenho económico de cada cenário foram o *Levelized Cost of Water* (LCOW), o *Net Present Value* (NPV) e o *Payback Time*. O LCOW quantifica o custo médio de produção de água dessalinizada (€/m³) ao longo do tempo de vida da central. O NPV é maioritariamente um indicador de longo prazo, considera o valor temporal do dinheiro e fornece um valor monetário simples de interpretar e de comparar com outros projetos. O *Payback Time* calcula quanto tempo vai demorar a recuperação do investimento inicial.

Em complemento, foi realizado um conjunto de entrevistas com representantes de diversas entidades e peritos, considerados significativos no âmbito da gestão da água, designadamente entidades com intervenção no domínio da promoção da sustentabilidade no Concelho de Cascais, ou individualidades detentoras de conhecimentos científicos e

técnicos sobre o assunto.

Os resultados evidenciam que apenas cinco dos 24 cenários de pequena escala (com uma capacidade de produção de $1452 \text{ m}^3/\text{dia}$) obtêm um valor de LCOW inferior ao custo de produção de água atual estimado ($0,539\text{€/m}^3$), correspondente à tarifa mínima aplicada em Cascais, sem IVA e sem taxas. No entanto, em nenhum destes cinco cenários é contabilizado o custo do terreno como parte de custo de investimento, o que significa que a estimativa apurada deve ser encarada como otimista. Por outro lado, em nenhum dos cenários de grande escala (com uma capacidade de produção de $100\,000 \text{ m}^3/\text{dia}$) se obteve um LCOW inferior ao custo de produção de água atual estimado em Cascais. O valor de LCOW refere-se apenas ao processo de osmose inversa, não foi considerado o custo de captação de água do oceano nem o de distribuição da água para a rede de abastecimento. Os valores de LCOW de pequena escala estão compreendidos entre $0,473 \text{ €/m}^3$ e $1,118 \text{ €/m}^3$ e os de grande escala entre $0,545\text{€/m}^3$ a $1,419\text{€/m}^3$. Em conclusão, não seria promissor a implementação de uma dessalinizadora no Concelho em causa. Os tempos de *payback* foram entre dois anos e seis anos e meio, em todos os cenários inferiores ao tempo de depreciação e ao tempo de vida útil da dessalinizadora. De acordo com os valores de NPV, todos os cenários são economicamente viáveis, no sentido em que é possível recuperar o investimento no período considerado.

Conclui-se que a implementação de uma dessalinizadora que sirva o Concelho de Cascais não parece constituir uma necessidade, pelo menos a curto-prazo, uma vez que a disponibilidade hídrica é suficiente para abastecer a população de Cascais e não parece constituir uma oportunidade uma vez que atualmente o abastecimento do Concelho é feito a um custo inferior ao que seria obtido através da dessalinização embora a água seja proveniente de diferentes origens.

A dessalinização é uma tecnologia em rápida evolução, mas ainda apresenta algumas barreiras, esperando-se o aumento da eficiência da tecnologia, a nível da eficiência das membranas, minimização do consumo energético, entre outros e a diminuição das suas limitações, nomeadamente a gestão de descargas de salmoura. Para tal, será prioritário reduzir o elevado consumo de energia, não descurando o processo a produção de salmoura, que pode surtir impactos negativos devido, por exemplo, à má dissipação deste produto no oceano, afetando o equilíbrio de comunidades marinhas.

Os resultados aqui apresentados devem ser tomados com precaução, porque a metodologia adotada tem limitações que devem ser tidas em conta. Por exemplo, uma vez que os valores utilizados foram retirados de literatura podem existir desvios de valorização da moeda. Neste estudo foi estudado o custo de dessalinização sem integrar o pré e pós tratamento, o método de captação de água e descarga de salmoura e não foi abordado nenhum indicador ecológico.

Palavras-chave: dessalinização, osmose inversa, LCOW, *payback time*, NPV

ABSTRACT

The global water scarcity poses a significant challenge, directly impacting health, quality of life, food production, and environmental stability. The escalating water consumption, coupled with factors such as urbanization and climate change, underscores the critical importance of water management. Desalination emerges as an alternative source of freshwater, capitalizing on the vast reserves of saltwater available worldwide. This study explores the potential implementation of desalination technologies as a strategic approach to mitigate water scarcity.

The research assesses the costs related with desalination, examining its feasibility across various technological and regional contexts. Using the case study of Cascais and based on reverse osmosis desalination technology, multiple scenarios were evaluated, considering freshwater production capacity, energy costs, energy consumption, desalination unit lifespan, and land costs. In total, 72 scenarios were studied with the aim of determining which of the variables under investigation had the greatest impact on the indicator values. Performance indicators, including the Levelized Cost of Water (LCOW), Net Present Value (NPV), and Payback Time, were employed to characterize the economic viability of each scenario. LCOW quantifies the average cost of desalinated water production ($\text{€}/\text{m}^3$) over the unit's lifespan. NPV, a long-term indicator, considers the time value of money, providing a straightforward monetary value for comparison. Payback Time calculates the duration for recovering the initial investment.

Additionally, a series of interviews were conducted with representatives from various entities and experts, significant in the realm of water management, including those involved in sustainability promotion in Cascais and individuals with scientific and technical expertise.

The results reveal that only five out of 24 small-scale scenarios (with a production capacity of $1452 \text{ m}^3/\text{day}$) achieved an LCOW value lower than the estimated current water production cost in Cascais ($0.539\text{€}/\text{m}^3$), corresponding to the minimum tariff applied, excluding fees. However, none of these scenarios accounted for land costs as part of the investment, suggesting an optimistic estimate. Conversely, none of the large-scale scenarios (with a production capacity of $100,000 \text{ m}^3/\text{day}$) yielded an LCOW lower than the

estimated current water production cost in Cascais. LCOW only considers reverse osmosis costs, excluding seawater intake and water distribution costs. Small-scale LCOW values ranged from 0.473 €/m³ to 1.118 €/m³, while large-scale values ranged from 0.545€/m³ to 1.419€/m³.

In conclusion, implementing a desalination plant in Cascais does not seem promising. Payback times ranged from two to six and a half years, all below the depreciation period and the desalination unit's lifespan. According to NPV values, all scenarios are economically viable within the considered period.

The implementation of a desalination plant for Cascais does not appear to be a necessity, at least in the short term, as water availability is sufficient to meet the population's needs at a cost lower than that of desalination. Desalination technology is rapidly evolving, but barriers still exist, requiring improvements in membrane efficiency, energy consumption reduction, and addressing limitations such as brine disposal management. Prioritizing a reduction in high energy consumption, along with addressing brine production and disposal processes, is essential to mitigate potential global impacts, such as inadequate brine dissipation affecting marine ecosystems.

The presented results should be approached with caution due to limitations in the adopted methodology. For instance, currency valuation deviations may exist since values were drawn from the literature. The study focused solely on desalination costs without incorporating pre and post-treatment, water intake and brine discharge methods, and did not address any ecological indicators.

Keywords: Dessalination, Reverse Osmosis, LCOW, *Payback time*, NPV

ÍNDICE

Índice de Figuras	xi
Índice de Tabelas	xiv
Siglas	xvi
1 Introdução	1
2 A autossuficiência nas cidades e disponibilidade atual de água	4
2.1 Cidades autossuficientes	6
2.2 Disponibilidade de água no mundo	11
2.3 Disponibilidade de água em Portugal	15
2.4 A água na legislação	18
2.5 Dessalinização	21
2.5.1 A dessalinização na política pública em Portugal	22
2.5.2 Caracterização tecnológica de sistemas de dessalinização	24
2.5.3 Dessalinização e energia renováveis	36
2.5.4 Impactos e formas de mitigação	39
3 Metodologia para análise de soluções de dessalinização no Concelho de Cascais	41
3.1 Seleção da tecnologia de dessalinização- osmose inversa	41
3.2 Cenários de dessalinização	42
3.3 Indicadores de análise	47
3.4 Entrevistas	48
3.5 Caso de estudo: Concelho de Cascais	49
4 Resultados e discussão	54
4.1 Lições das entrevistas	54
4.2 Análise e discussão de resultados	57

4.2.1	Cenário de dessalinização de pequena escala	57
4.2.2	Cenário de dessalinização de grande escala	61
4.3	Análise comparativa	65
4.4	Considerações finais	68
5	Conclusões	70
	Bibliografia	73
	Anexos	
I	Anexo	80

ÍNDICE DE FIGURAS

2.1	Distribuição de água no planeta (Adaptado de Shiklomanov <i>et al.</i> , 1998) . . .	11
2.2	Escassez de água doce mensal média anual no período de 1996–2005 (Fonte: Mekonnen e Hoekstra, 2016)	13
2.3	Anomalia da temperatura média anual à superfície (°C) em 2022 relativamente a 1981-2010 (Fonte: IPMA, 2023a)	13
2.4	Anomalia anual precipitação em 2022 relativamente a 1981-2010 (Fonte: IPMA, 2023a)	14
2.5	Projeção do crescimento populacional até 2100 (Fonte: United Nations, 2022)	14
2.6	Anomalia de temperatura média do ar (°C) e percentagem de precipitação em diferentes anos com 2022 em evidência (Fonte: IPMA, 2023a)	16
2.7	Anomalias anuais da temperatura média em Portugal continental em relação a 1971-2000 (Fonte: IPMA, 2023a)	16
2.8	Anomalias anuais de precipitação em Portugal continental em relação a 1971-2000 (Fonte: IPMA, 2023a)	17
2.9	Distribuição da seca em Portugal continental de acordo o índice PDSI (Fonte: IPMA, 2023b)	17
2.10	Índice de Aridez De Martonne 1960-2017 (Fonte: Paniagua <i>et al.</i> , 2019) . . .	18
2.11	Distribuição das principais fontes de recursos para dessalinização (Fonte: Williams, 2022)	21
2.12	Processos de dessalinização por membrana (Fonte: Adaptado de Williams, 2022)	24
2.13	Esquema de osmose vs. osmose inversa (Fonte: Adaptado de Younos e Tulou, 2005)	26
2.14	Esquema de funcionamento de osmose inversa simples (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	27
2.15	osmose inversa com sistema de turbina (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	27
2.16	Esquema de osmose inversa com sistema <i>tubocharger</i> (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	28

2.17	Esquema de osmose inversa com turbina dupla (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	28
2.18	Esquema de osmose inversa com HEMI (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	29
2.19	Esquema de osmose inversa com permutador de pressão (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	29
2.20	Esquema de nanofiltração (Fonte: Adaptado de Curto <i>et al.</i> , 2021)	30
2.21	Eletrodiálise e eletrodiálise reversa (Fonte: Adaptado de Santos, 2013)	31
2.22	Processos de dessalinização térmica	32
2.23	Esquema de destilação (Fonte: Adaptado de Gaio, Susana Marques, 2016)	33
2.24	Esquema do processo de <i>Multistage flash destillation</i> (Fonte: Adaptado de Gaio, Susana Marques, 2016)	34
2.25	Esquema do processo de <i>Multi Effect destillation</i> (Fonte: Adaptado de Gaio, Susana Marques, 2016)	35
2.26	Distribuição da fonte de eletricidade desde agosto de 2021 a agosto de 2023 (Fonte: APREN, 2023)	37
2.27	Exemplo de uma central de energia solar concentrada (Fonte: Adaptado de Ghaffour <i>et al.</i> , 2015)	38
3.1	Distribuição em percentagem dos custos associados ao processo de osmose inversa (Fonte: Mohammadi <i>et al.</i> , 2020)	45
3.2	Geoenquadramento do Conselho de Cascais (Fonte: Earth, 2023)	49
3.3	Anomalia de temperatura em Portugal à esquerda e anomalia de temperatura em Cascais à direita a maio de 2023 (Fonte: IPMA, 2023b)	50
3.4	Distribuição da precipitação em Portugal (em mm) à esquerda e distribuição da precipitação em Cascais (%) à direita, a maio de 2023 (Fonte: IPMA, 2023b)	50
3.5	Aumento populacional estimado no Concelho de Cascais	51
3.6	Abastecimento de água para consumo no Concelho de Cascais por tipo de origem	51
3.7	Respostas de moradores de Cascais ao inquérito relativas à possibilidade de mudanças relacionadas com o consumo da água	53
4.1	Armazenamento das albufeiras de Portugal Continental a setembro de 2023 , (Fonte : SNIRH, 2023)	56
4.2	Valores de LCOW dos cenários de pequena escala e tarifas de água de Cascais	58
4.3	Tempo de <i>payback</i> para os cenários de pequena escala com diferentes taxas de comercialização aplicadas	59
4.4	NPV para os cenários de pequena escala com diferentes taxas de comercialização aplicadas	60
4.5	Valores de LCOW dos cenários de grande escala e tarifas de água de Cascais	63
4.6	Tempo de <i>payback</i> dos cenários de grande escala sem terreno contabilizado com quatro taxas de comercialização diferentes	63

4.7	Tempo de <i>payback</i> dos cenários de grande escala com terreno contabilizado com quatro taxas de comercialização diferentes	64
4.8	NPV com duas taxas de comercialização, investimento e abatimento para o cenário B20NL_E3_ELC1	64
4.9	Valores de NPV para grande escala com duas taxas de comercialização aplicadas	65
4.10	Comparação dos valores de LCOW de pequena escala com grande escala	66
4.11	Comparação dos valores de <i>payback time</i> , para uma taxa de 5% aplicada, de pequena escala com grande escala	67
4.12	Comparação dos valores de NPV de pequena escala com grande escala	68

ÍNDICE DE TABELAS

2.1	Comparação de consumo elétrico entre oito tecnologias de dessalinização	36
2.2	Formas de energia utilizada em seis Países e na União Europa, em 2019 (Fonte: Adaptado de Li, Raymond, Leung, Guy. C., 2021 e Observatório da Energia, 2021)	37
3.1	Comparação de parametros técnicos relativos a quatro métodos de dessalinização (Fonte: Adaptado de Al-Karaghoulí e Kazmerski, 2013).	42
3.2	Custo de dessalinização por MSF, MED e OR (Fonte: Adaptado de Saleh e Mezher, 2021).	42
3.3	Variáveis consideradas nos 72 cenários	43
3.4	Área ocupada por centrais de dessalinização para diversas capacidades	44
3.5	Constantes utilizadas nos cenários de centrais de pequena escala e respetivos valores e referência	45
3.6	Variáveis usadas nos cenários de centrais de pequena escala e respetivos valores e referência	46
3.7	Constantes utilizadas nos cenários de centrais de grande escala e respetivos valores e referência	46
3.8	Variáveis utilizadas nos cenários de centrais grande escala e respetivos valores e referência	46
3.9	Entidades/peritos e respetiva relevância no contexto desta dissertação.	49
3.10	Evolução demográfica no Concelho de Cascais (Adaptado de DataCascais, 2023.)	51
4.1	Valores de LCOW dos cenários de centrais de pequena escala	57
4.2	Valores do LCOW dos cenários de grande escala	61
4.3	Comparação de diferentes custos de produção de água e LCOW para osmose inversa a grande e pequena escala	66
I.1	Códigos dos cenários de pequena escala utilizados e respetiva descrição	80
I.2	Códigos dos cenários de grande escala utilizados e respetiva descrição	81

SIGLAS

<i>Ap</i>	Água produzida
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
CRF	Fator de retorno de capital
<i>C_e</i>	Custo energético
<i>C_{inv}</i>	Custo de Investimento
<i>Co&m</i>	Custo de operação e manutenção
DIDO	<i>Data in Data out</i>
ED	Eletrodialise
ENA	<i>European Nurserystock Association</i>
ENAAC	Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas
ENM	Estratégia Nacional para o Mar
EPAL	Empresa de Portuguesa de Águas Livres
GEE	Gases com Efeito de Estufa
HEMI	<i>Hydraulic Energy Management Integration</i>
INE	Instituto Nacional Estatística
IPMA	Instituto Português do Mar e da Atmosfera
LCOE	<i>Levelized Cost of Energy</i>
LCOW	<i>Levelized Cost of water</i>
MED	<i>Multi effect Destillation</i>
MSF	<i>Multistage Flash Destillation</i>

NA	Não Aplicável
NF	Nanofiltração
NPV	<i>Present Value</i>
NS/NR	Não sabe/Não responde
O&M	Operação e Manutenção
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico
ODS	Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável
OI	Osmose inversa
PAEC	Plano de Ação para a Economia Circular
PDSI	<i>Palmer Drought Severity index</i>
PGRH	Planos de Gestão de Região Hidrográfica
PITO	<i>Products in trash out</i>
PNA	Plano Nacional da água
PNEC	Plano Nacional Energia e Clima
PNUEA	Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água
RPX	<i>Rotary Pressure Exchanger</i>
SDI	<i>Silt Density Index</i>
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SMAS	Serviços Municipalizados de Água e Saneamento
Tc	Taxa de comercialização
TIC	Tecnologias de Informação e Comunicação
UE	União Europeia
UNCCD	<i>United Nations Convention to Combat Desertification</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>

INTRODUÇÃO

A sociedade contemporânea tem produzido pressões sem precedentes nos sistemas naturais, desequilibrando os seus ciclos. É inegável que a água é um dos recursos imprescindíveis e essenciais à vida humana e do planeta. Não sendo um problema novo, a escassez de água para consumo e atividade humana tem-se vindo a agravar significativamente nas últimas décadas, salientando-se como causas do problema o aumento do consumo, consequência do crescimento e desenvolvimento humano, a má gestão e desperdício do recurso, bem como a seca e as alterações climáticas, entre outros fatores.

As cidades contribuem inequivocamente para a insustentabilidade de recursos. São grandes aglomerados urbanos, com uma realidade extremamente complexa. Para além da elevada densidade populacional, da concentração e diversidade do edificado e de todas as componentes físicas do meio, é nas cidades que se concentram as grandes atividades humanas.

Para a promoção da sustentabilidade, do bem-estar das populações e para a garantia da manutenção das condições da vida para as gerações futuras, têm-se vindo a desenvolver conceitos, modelos e práticas de gestão inovadora das cidades pela autossuficiência em recursos (Economia circular, *Smartcities*, *Greencities*, entre outros). Esta é considerada um fator de sustentabilidade, refletindo a capacidade de um sistema satisfazer as suas necessidades a partir dos seus próprios recursos. A autossuficiência refere-se à capacidade de uma região produzir e suprir as suas necessidades sem depender de recursos externos.

A dessalinização pode apoiar a autossuficiência em água de comunidades. Através deste processo é possível produzir água potável, ou para outros fins, extraindo os sais e outros minerais da água. O processo está associado a impactos negativos no ambiente, desde o elevado consumo energético, geralmente proveniente de combustíveis fósseis, e a produção de salmoura, um resíduo impactante na biodiversidade e nos ecossistemas. No entanto, a dessalinização é uma prática amplamente adotada em todo o mundo para enfrentar os desafios de escassez de água doce, especialmente em regiões com acesso limitado a fontes naturais de água potável. Uma das tecnologias mais proeminentes é a osmose inversa. Num cenário de alterações climáticas, em que os recursos hídricos são cada vez mais escassos, e havendo o prognóstico de que, no futuro, a escassez de

água se virá a agravar drasticamente, a implementação de unidades dessalinizadoras para produção de água destinada à atividade e consumo humano, entre outras finalidades, é uma medida a equacionar em Portugal, havendo em território nacional alguns exemplos pontuais da implementação da solução.

Portugal é um País com uma área costeira extensa e diversificada, não estando, isento de riscos de intempéries climáticas e de vir a sofrer de escassez severa de água. A escassez de água doce, sendo um fenómeno sentido globalmente, tem expressões diferenciadas a nível local.

O presente trabalho aborda a dessalinização em Portugal, realizando um estudo de caso sobre a viabilidade da implementação de uma unidade no Concelho de Cascais. A escolha do objeto de estudo concretizou a motivação da autora para aplicação das suas competências adquiridas no mestrado em Engenharia do Ambiente, permitindo a abordagem a um tema considerado de especial interesse do ponto de vista do futuro profissional, designadamente o das medidas de mitigação da escassez de água, em particular pela dessalinização. Por outro lado, a seleção de Cascais ao nível do estudo de caso surgiu como consequência do Concelho estar a ser objeto do projeto de Investigação e Desenvolvimento (I&D) *City Selfy* “Avaliação da autossuficiência de recursos naturais à escala local como promotor da transição para a sustentabilidade: o caso do nexus água-energia-alimentos”.

O objetivo desta dissertação é avaliar a pertinência e viabilidade de implementar a dessalinização no Concelho de Cascais, analisar se a solução é localmente viável do ponto de vista económico e quais os impactes ambientais que, eventualmente, lhe estão associados. Pretende-se também contribuir com conhecimento para que a dessalinização possa vir a ser uma alternativa viável para superar os problemas de escassez hídrica noutros locais do País, quais os aspetos essenciais a considerar no que se refere à dessalinização e estratégias de mitigação para avaliar e minimizar os impactes associados ao processo.

O trabalho está organizado em cinco capítulos. No primeiro (1) faz-se a Introdução ao trabalho. No segundo (2) abordam-se os trajetos para a autossuficiência nas cidades e a disponibilidade atual de água. Neste ponto, partindo de conceitos que são já paradigmas ao nível do desenvolvimento, como sustentabilidade e autossuficiência em recursos, apresentam-se alguns modelos e práticas de cidades que têm feito trajetos inovadores no sentido de melhorar a sua gestão, adotando práticas para a sustentabilidade e a autossuficiência em recursos (2.1). Caracteriza-se também a situação atual de disponibilidade de água no mundo, por um lado (2.2), e em Portugal (2.3). Abordam-se ainda questões relativas à vasta e complexa legislação portuguesa em relação à água, bem como as estratégias da política pública para o setor (2.4). Finalmente, diretamente a dessalinização (2.5) faz-se um levantamento da política pública em relação ao assunto (2.5.1), apresentam-se os vários tipos de dessalinização atualmente existentes e possíveis do ponto de vista tecnológico (2.5.2), analisa-se a eventual conciliação do processo de dessalinização com fontes de energia renováveis (2.5.3), bem como quais os impactos associados à dessalinização e possíveis formas de mitigação dos mesmos (2.5.4).

No terceiro (3) apresenta-se a metodologia utilizada no âmbito do estudo de caso. Em primeiro lugar, referem-se os motivos que estiverem subjacentes à decisão de optar pela seleção do processo da tecnologia de dessalinização por osmose inversa (3.1). Em segundo lugar, abordam-se os cenários de dessalinização relativos ao processo de osmose inversa analisados, num total de 72, dos quais 24 são relativos a dessalinização a pequena escala e 48 a dessalinização a grande escala (3.2). Em terceiro (3.3) descrevem-se os três indicadores de análise utilizados de forma a comparar os diferentes cenários de dessalinização propostos (LCOW, *payback time* e NPV) e justifica-se a sua seleção. Em quarto (3.4) refere-se a metodologia utilizada para a realização de entrevistas a diversos peritos, representantes da Academia e de stakeholders significativos do setor da água do Concelho de Cascais. Finalmente, em quinto (3.5) caracterizam-se vários aspetos do Concelho de Cascais, o caso de estudo.

O ponto 4 do trabalho é dedicado aos resultados. Em primeiro lugar (4.1) apresentam-se as lições retiradas das entrevistas. Em segundo (4.2) apresenta-se a análise e discussão dos resultados obtidos. Neste ponto apresenta-se e analisa-se os cenários de dessalinização de pequena escala e grande escala. Em seguida, faz-se uma análise comparativa de resultados (4.3). Por fim, realçam-se algumas considerações finais referentes aos resultados (4.4). O capítulo 5 do trabalho é dedicado às conclusões.

Esta dissertação foi desenvolvida no âmbito do projeto 'CitySelfy - Avaliação da autossuficiência de recursos naturais à escala local como promotor da transição para a sustentabilidade: o caso do nexus água-energia-alimentos', financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia com a referência PTDC/CTA-AMB/6629/2020, que tem como objetivo principal avaliar a sustentabilidade de níveis de autossuficiência de energia-água-alimentos, aplicado ao Concelho de Cascais.

A AUTOSSUFICIÊNCIA NAS CIDADES E DISPONIBILIDADE ATUAL DE ÁGUA

O século XX foi protagonista de uma exploração insustentável e sem precedentes dos recursos naturais do planeta, como consequência da primazia dada ao paradigma do crescimento económico, o que teve consequências graves ambientais e sociais à escala global, com diferentes expressões locais (Domingues, 2019). Nos últimos anos tem-se verificado uma mudança de paradigma, com profundas alterações na forma como se pensam e gerem os recursos, em prol da vida na Terra e da preservação das condições para as gerações futuras. Estas mudanças foram profundamente estimuladas pelo conceito e práticas do desenvolvimento sustentável que preconizam a "satisfação das necessidades presentes, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprirem as suas próprias necessidades"(Brundtland & Comum, 1987).

A sustentabilidade implica pensar e agir para a mudança, procurando o equilíbrio harmonioso das suas três dimensões primárias, económica, social e ambiental, às que foram acrescentadas as dimensões cultural e política (Domingues, 2019). A sustentabilidade, e os percursos para a sustentabilidade, estão plasmados na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, adotada por todos os Estados-Membros das Nações Unidas em 2015. Este instrumento define as prioridades e as aspirações para o desenvolvimento sustentável global até 2030, procurando mobilizar esforços globais em torno de um total de 17 objetivos e metas comuns (Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS)).

O desenvolvimento sustentável no que concerne à água potável e saneamento estão plasmados no Objetivo 6 (United Nations, 2023a). Os ODS foram adotados pela Europa e por Portugal, estando refletidos nas políticas, nos instrumentos de planeamento e em várias medidas e ações. A nível local, a cidade, sistema complexo e de difícil gestão, adota também um modelo e dinâmicas de desenvolvimento sustentável. O conceito de desenvolvimento sustentável aplicado à cidade, a cidade sustentável, assenta em três pilares essenciais, designadamente ser socialmente mais justa, economicamente viável e ambientalmente correta. Deverá por isso permitir gerir os numerosos desequilíbrios urbanos, através da integração dos princípios da sustentabilidade nas políticas, atendendo às especificidades

de cada cidade, para a definição de estratégias locais de desenvolvimento sustentável adequadas. As cidades consideradas mais sustentáveis são aquelas que adotam um conjunto de práticas e medidas eficientes com vista a uma melhoria da qualidade de vida das suas populações, ao desenvolvimento económico e à preservação do meio ambiente. A cidade sustentável é dinâmica, ainda que complexa, mas bastante ágil, de forma a reagir rapidamente às mudanças. Num cenário ideal, a cidade deverá desenvolver-se num ciclo contínuo, sem desperdícios (Edwards, 2008).

Várias cidades têm implementado trajetórias associadas à sustentabilidade, tentando dar resposta aos desafios que enfrentam. As práticas desenvolvidas visam a melhoria da qualidade do ar, transição energética, proteção de recursos naturais, desenvolvimento de redes de transportes públicos eficazes, entre outras áreas. Salientam-se alguns exemplos:

Freiburg, Alemanha

Constitui um exemplo de como é possível repensar a utilização dos recursos energéticos de uma forma mais eficiente, em vários aspetos. Após a Segunda Guerra Mundial foi criado o bairro Schlierberg, construído com materiais ecológicos, com painéis fotovoltaicos em todos os lotes, permitindo alcançar uma produção energética quatro vezes superior ao consumo local. Por outro lado, protegendo a oferta e a qualidade de habitação existente no centro, a cidade desenvolveu um plano assente numa estratégia sem possibilidade de utilização de automóvel. Ao restringir o acesso do automóvel no centro, e a oferta de estacionamento, sobrevalorizam a circulação na cidade através dos sistemas de transporte públicos, conjugado com deslocações em bicicleta (Mössner, 2016).

Copenhaga, Dinamarca

O exemplo assenta na promoção de um estilo de mobilidade mais sustentável e saudável. Copenhaga optou pelo uso regular de bicicletas como norma, existindo cerca de 40% da população que se desloca diariamente através deste meio de transporte. Neste âmbito, a cidade foi pioneira no lançamento de um sistema de empréstimo público de bicicletas que tornou esta realidade mais acessível. Esta e outras medidas permitiram à cidade reduzir, desde 1990, em 25% as suas emissões de CO₂.

Saragoça, Espanha

Após vários períodos prolongados de seca, Saragoça estabeleceu como um dos seus principais objetivos diminuir drasticamente o desperdício de água, repensando a utilização dos recursos hídricos da cidade. Para tal, foi criado um programa para a sensibilização da população e implementação de uma série de medidas punitivas e de compensação, punindo os cidadãos que utilizavam de forma irresponsável este recurso natural e premiando os que apresentavam um menor consumo de água. Paralelamente, nos parques e edifícios públicos foram implementadas tecnologias capazes de melhorar a eficiência do uso de água, promovendo o reaproveitamento desse recurso natural. Assim, ao longo de mais de uma década, a cidade de Saragoça conseguiu reduzir em cerca de 30% o seu consumo global de água (Bachmann *et al.*, 2006).

Vitoria-Gasteiz, Espanha

Na tentativa de ampliação da área verde urbana, foi criado um cinturão verde em redor da cidade, assegurando que todos os cidadãos tinham acesso a áreas verdes num raio de 300 metros das suas habitações (Orive & Lema, 2012). Por outro lado, a redução de consumo de água, sobretudo doméstico, representa outro compromisso ambiental, com vários investimentos realizados no sentido de melhorar o abastecimento de água e reduzir as perdas. A consciencialização das comunidades para estas temáticas através de campanha dirigidas à comunidade revelou-se determinante, confirmando-se uma efetiva redução do consumo.

Thisted, Dinamarca

Thisted conseguiu atingir a autossuficiência energética, sendo 100% da energia atualmente produzida proveniente de fontes renováveis (80% eólica e 20% biogás). Esta transição energética deve-se à forma como a comunidade local e o setor privado se associaram para concretizar o projeto, investindo durante vários anos em tecnologias mais sustentáveis, designadamente no setor privado. Atualmente, dos 252 equipamentos eólicos existentes, só um não é privado. O excedente energético produzido por estas instalações é vendido à rede central energética e posteriormente distribuído por todo o país.

Viena, Áustria

Considerada uma das cidades que oferece maior qualidade de vida aos seus habitantes, Viena é exemplo da definição de um plano estratégico a longo-prazo que procurou resolver os principais desafios do urbanismo e da sustentabilidade atual. Em 2014 a cidade iniciou a implementação do programa *Smart City* Viena. Através de uma série de medidas e ações, este plano teve como objetivo melhorar as infraestruturas e as redes de energia e mobilidade da cidade. A meta final passa pela redução das emissões de CO₂ em mais de 40% e pelo aumento do uso de energias renováveis. O equilíbrio entre a operação dos diferentes meios de transporte, o acesso gratuito à internet em espaços públicos, o dinamismo do comércio local e os sistemas de redução do consumo energético são alguns dos fatores que contribuem para a qualidade de vida desta cidade (Carli & Ribas, 2021).

2.1 Cidades autossuficientes

As cidades apresentam uma dinâmica complexa. Atualmente, quase 50% da população global vive em cidades e espera-se que esta tendência continue a aumentar, esperando-se que atinja 70% da população até 2050 (Prendeville *et al.*, 2018). As cidades são centros de atividade económica associados a atividades industriais, a serviços de comércio e de desenvolvimento urbano, com tráfego elevado, possuindo, geralmente, escassos espaços verdes. Requerem quantidades significativas de energia, água e outros recursos para suportar a sua população, estimando-se que 75% dos recursos naturais globais e 80% da energia global sejam consumidos nas cidades (Prendeville *et al.*, 2018).

A elevada densidade populacional, associada à ineficácia de gestão de recursos pode levar, entre outros problemas, à poluição do ar e da água, à elevada produção de resíduos,

à perda de habitats e ao efeito de ilhas de calor. Este último caracteriza-se pelo aumento da temperatura nalgumas zonas urbanas, como consequência da densidade do edificado, da elevada extensão de vias asfaltadas e da presença massiva de superfícies refletoras, como vidros e espelhos (Alcoforado *et al.*, 2005). Sendo as cidades grandes fontes de Gases com Efeito de Estufa (GEE), contribuem também, de forma significativa, para as alterações climáticas.

A gestão das cidades e da qualidade de vida dos seus habitantes é cada vez mais um enorme desafio, exigindo soluções sustentáveis e integradas, baseadas em conhecimento científico e tecnológico sólido e atual (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015). A maioria das cidades não é autossuficiente em termos de oferta e procura de serviços de ecossistemas urbanos, estando por isso associadas a complexos problemas sociais, económicos e ambientais, muitas vezes interligados e a diferentes escalas (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015). A autossuficiência é um fator intrínseco ao desenvolvimento sustentável urbano, associado à capacidade de um sistema (e.g., país, cidade, edifício) satisfazer as suas necessidades a partir dos seus recursos endógenos (Dias *et al.*, 2021).

Água, energia e alimentos são elementos essenciais tanto para o bem-estar humano quanto para a redução da pobreza e do desenvolvimento sustentável (Dias *et al.*, 2021). Tornar uma cidade autossuficiente neste setores pode oferecer uma série de benefícios significativos, reduzindo a dependência de fontes externas, tornando a cidade mais resiliente a interrupções no fornecimento (Dias *et al.*, 2021). A resiliência representa a capacidade que um sistema tem, quando exposto a riscos, de resistir, absorver, adaptar-se e recuperar dos efeitos desses riscos, preservando e/ou restaurando as suas estruturas básicas e funções essenciais. As cidades resilientes são as que estão preparadas para fazer face a catástrofes e desastres naturais, integrando o conhecimento e as tecnologias necessárias, acedendo a instrumentos de capacitação e a iniciativas que visam contribuir para o desenvolvimento de soluções inovadoras, tendentes a reduzir o risco de catástrofe (Rocha, 2016).

Alguns autores consideram imprescindível tornar as cidades autossuficientes, geradoras e restauradoras, assegurando a satisfação das necessidades locais e a sustentabilidade da sua existência, com garantia de qualidade de vida e bem estar para as populações (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015) (FabCity, 2016). No caso concreto da água, a autossuficiência tem várias vantagens. A cidade autossuficiente na gestão da água está menos vulnerável à escassez, ou ao surgimento de crises de abastecimento de água potável. Por outro lado, o uso eficiente da água e a gestão de recursos hídricos locais contribuem para a conservação dos ecossistemas naturais e para a sustentabilidade a longo prazo.

Existe um enorme potencial de atuação, de modo a reduzir as pressões sobre o ambiente e a aumentar o bem-estar da população, promovendo a produção dentro da cidade e a reciclagem (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015) (FabCity, 2016). São várias as cidades que têm encetado trajetos para a autossuficiência em recursos, desenvolvendo conceitos, estratégias, modelos e práticas inovadoras neste setor. Em seguida apresentamos alguns exemplos.

Barcelona, em 2014, desenvolveu o conceito *Fab City*. O conceito abarca o desenvolvimento de cidades autossuficientes em recursos, resilientes, localmente produtivas e globalmente interligadas. Neste âmbito, foi lançado um repto às cidades para que consigam produzir tudo o que consomem, com uma meta até 2054. O apelo à ação transformou-se numa rede mundial de cidades *Fab Cities*, focada na transição digital, na produção e na economia regenerativa. *Fab City* é hoje uma prática e um modelo holístico, não apenas urbano, mas também económico, social e industrial, que realoca a produção para a cidade, no seu contexto bio-regional, capacitando as comunidades com a tecnologia necessária para construir o seu próprio futuro sustentável, inovador e regenerativo (FabCity, 2016). Engloba a promoção do design, a produção e a distribuição de bens a nível local, utilizando recursos locais e fontes de energia renováveis, promovendo a partilha de informação e competências de forma a criar soluções para os vários desafios locais (Diez, 2016). Pretende-se alterar o padrão de utilização de recursos e produtos, de uma lógica de *Products in trash out* (PITO) para uma lógica de *Data in Data out* (DIDO). Esta alteração caracteriza-se pelo facto de os materiais passarem a permanecer nas cidades e nas regiões próximas, mas a informação circular, veiculando o conhecimento (FabCity, 2016).

A prática assenta num conjunto de estratégias, designadamente: promoção de sistemas de manufatura avançados, através de uma rede global intercidades, com partilha de conhecimentos e práticas para soluções urbanas; produção da energia distribuída; investimento em criptomoedas para o desenvolvimento de uma nova cadeia de valor; produção de alimentos e permacultura urbana; construção de uma economia em espiral; promoção da educação e sensibilização da população; promoção da colaboração entre o governo e a sociedade civil (Diez, 2016).

Um outro conceito importante na área da autossuficiência urbana é o de economia circular. A economia circular oferece uma oportunidade de responder aos desafios dos recursos urbanos, repensando a forma como se utilizam os materiais, produtos e ativos, levando a novas formas de criar valor para todos. Em contraste com o modelo económico linear (caracterizado pela extração de recursos - produção - consumo - resíduos), o modelo circular baseia-se na transformação do que hoje desperdiçamos em novos recursos para a economia (Diez, 2016).

As principais estratégias deste modelo incluem: prolongar o ciclo de vida dos produtos e dos materiais, através da sua reutilização, reparação e remanufatura; a produção inteligente, através do desenho de produtos e serviços que eliminam os resíduos e a poluição e reduzem o consumo de recursos; o consumo consciente e a sensibilização da sociedade para escolhas sustentáveis e para a redução do desperdício; a restauração e renovação de recursos e dos serviços ambientais (Diez, 2016).

Para facilitar a transição das cidades para economias circulares foi criada a rede de cidades "*Circular Cities Network*", que dissemina conhecimentos e promove um conjunto de iniciativas neste âmbito. Com este enquadramento, constitui um exemplo pioneiro o "*The white paper circular city*", proposto em 2015 em Paris, que levou à adoção do Plano para a Economia Circular pela capital francesa. Este Plano incluiu 15 ações concretas relacionadas

com temas estruturantes da cidade de Paris, designadamente planeamento e construção, redução de resíduos, reutilização, restauro, apoio a agentes locais, compras públicas e consumo responsável (Mairie de Paris, 2017; Prendeville *et al.*, 2018). Na prática, as equipas da cidade de Paris utilizaram as suas competências para implementar estratégias baseadas no conceito de economia circular, através do investimento na recuperação de resíduos verdes, na recuperação de materiais de trabalhos públicos e de construções, no *ecodesign* de instalações e eventos, no recurso a fornecedores sustentáveis e responsáveis, na gestão da água, na recuperação e reutilização de calor e de frio, no investimento na mobilidade e bons meios de transporte, na separação e recolha de resíduos orgânicos, no estender do ciclo de vida dos bens, no caminhar para zero resíduos e no combate ao desperdício alimentar (Mairie de Paris, 2017).

Na União Europeia a transição para a economia circular inicia-se de forma sistematizada em 2015, a 3 de dezembro, com um compromisso a longo prazo assumido pelos Estados Membros para a implementação de uma estrutura de soluções sistémicas orientadas pela economia circular (APA, 2023). Neste âmbito, para acelerar a transição da economia tradicional portuguesa para um modelo em que as atividades económicas não dependem da extração de matérias-primas e da produção de resíduos, o Governo português aprovou o Plano de Ação para a Economia Circular (PAEC)(2018-2020), que consta como Anexo à Resolução do Conselho de Ministros n.º 190-A/2017, de 23 de novembro, posteriormente alterada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 108/2019, de 6 de junho (APA, 2023; «Resolução do Conselho de Ministros n.º 108/2019, 2 de julho. Diário da República n.º 124/2019, Série I. Presidência do Conselho de Ministros.» s.d.). O PAEC foi avaliado, estando atualmente em fase de redefinição da sua nova geração (APA, 2023).

Um outro conceito integrador da autossuficiência urbana é o de *Smart Cities*. Conjuga a utilização da tecnologia e de dados, combinando-os com o comportamento humano, de forma a melhorar a eficiência e a sustentabilidade das cidades (Prendeville *et al.*, 2018). Tornou-se mais relevante a partir de 2008, devido à grave crise financeira mundial e às oportunidades oferecidas pela rápida transformação digital. Não existe uma definição consensual na literatura para Cidades Inteligentes. No entanto, várias evidenciam que se trata de uma comunidade tecnológica, interligada e sustentável, confortável, atrativa e segura (Lazaroiu & Roscia, 2012).

Em termos práticos, uma cidade inteligente é aquela com iniciativas que visam melhorar localmente a performance urbana através da utilização de dados, informação e Tecnologias de Informação e Comunicação (TIC) para providenciar serviços mais eficientes aos seus cidadãos, monitorizar e otimizar as infraestruturas existentes, aumentar a colaboração entre os diversos atores económicos e encorajar modelos de negócio inovadores, no setor público e no setor privado (Marsal-Llacuna *et al.*, 2015). O grande objetivo passa por garantir que as cidades, indústria e sociedade trabalhem em conjunto e desenvolvam soluções próprias e ajustadas às suas necessidades, para cidades mais sustentáveis, seguras e promotoras do bem-estar dos seus cidadãos. As cidades inteligentes são capazes de responder de uma forma integrada e em tempo real aos diversos desafios urbanos. São

cidades que visam igualmente a promoção de soluções inclusivas, sustentáveis e eficientes na utilização dos vários recursos, como a energia ou a água, bem como geradoras de valor acrescentado e criadoras de novos mercados (Marsal-Llacuna *et al.*, 2020).

O sucesso deste tipo de iniciativas está dependente de parcerias público-privadas, de forma a concertar as capacidades tecnológicas e financeiras das entidades privadas com o envolvimento dos cidadãos. Países em todo o mundo têm atualmente cidades inteligentes, destacando-se o Japão, América do Norte, Índia, Espanha, Itália, Reino Unido, entre muitos outros (Smart city Index, 2023).

Portugal desenvolveu algumas redes dedicadas às *Smart Cities*. Uma delas é a rede *Smart Cities Portugal*, que tem por objetivo promover o desenvolvimento e a produção de soluções urbanas inovadoras de forma integrada, promover a participação do tecido empresarial e dos municípios nacionais no mercado das cidades inteligentes, procurando fazer de Portugal um local de eleição para a conceção, produção e experimentação de produtos e serviços para *smart cities*. Também é relevante mencionar o *Smart City Index Portugal*. Este índice é uma ferramenta de análise da inteligência urbana, que permite monitorizar indicadores territoriais de relevo, efetuar exercícios de benchmarking e propor recomendações para a melhoria do desempenho das cidades, resultando num sistema de informação estratégica de suporte à tomada de decisão e à definição de políticas públicas. Segundo *Smart City Index de 2023*, Zurique ficou em primeiro no ranking, devido à implementação de soluções inteligentes em várias áreas (Smart city Index, 2023).

Por fim, existe ainda o conceito *Green cities*, uma iniciativa promovida pela *European Nurserystock Association* (ENA) e outras associações que tem sido adotado por várias cidades. As cidades verdes têm como objetivo criar espaços urbanos resilientes, autossuficientes e sustentáveis, com foco na melhoria da qualidade de vidas dos seus habitantes. O conceito abrange três pilares da sustentabilidade garantido que aspetos ambientais, sociais e económicos sejam preservados de forma a não prejudicar as gerações futuras e mantendo a qualidade de vida dos habitantes (Europe, 2023). As Cidades Verdes visam uma maior regularização microclimática, um controlo mais eficiente da poluição e da erosão dos solos, uma diminuição significativa dos ruídos sonoros, bem como uma melhoria significativa na saúde da população residente nos meios urbanos, apresentando por isso benefícios ecológicos, sociais e económicos (Zhou & Tol, 2005). As *Green cities* revelam-se, cada vez mais, importantes para a qualidade de vida da população, contribuindo de forma positiva para a saúde física e mental dos indivíduos que se encontram em áreas de elevada urbanização (Cunha *et al.*, 2022). Este conceito foi também adotado por várias cidades portuguesas, incluindo Lisboa, que foi distinguida como Capital Verde Europeia 2020 (Europe, 2023).

Finalmente, todos estes conceitos, modelos e iniciativas visam promover, de forma integrada, cidades mais sustentáveis, resilientes e autossuficientes, que apostam na produção local, em princípios de economia circular, na inovação e desenvolvimento tecnológico e no potencial e envolvimento comunitário. Para tal, utilizam modelos participativos, integrando as comunidades em várias etapas dos processos, desde a fase de planeamento, à tomada de decisão e à intervenção.

2.2 Disponibilidade de água no mundo

A água é, assim como o ar que necessitamos, o recurso natural mais essencial e valioso para a humanidade. É a unidade fundamental da vida e desempenha um papel fundamental na manutenção dos equilíbrios naturais e geodinâmicos do planeta. A água representa um elemento crítico que influencia e molda de forma significativa o desenvolvimento económico e social das comunidades. É um recurso que embora abundante e renovável é também ao mesmo tempo escasso.

A Terra é coberta por 70 % de água e contém um total de $1,4 \cdot 10^9 \text{ km}^3$ de água (Darre & Toor, 2018). Desta água 97,5% encontra-se nos oceanos e mares, apresentando uma salinidade média de 35.000ppm (Darre & Toor, 2018). Esta grande quantidade de sais torna esta água inadequada para o uso e consumo humano e animal (Darre & Toor, 2018; Gaio, Susana Marques, 2016). A disponibilidade de água doce para uso em diversas atividades é extremamente limitada, representando apenas uma fração do total de água doce disponível (Shiklomanov *et al.*, 1998). Da água doce total, 68,9 % encontra-se na forma de glaciares e a restante apresenta-se no estado líquido (Shiklomanov *et al.*, 1998). A água doce no estado líquido está distribuída da seguinte forma: 29,9 % corresponde a água subterrânea, 0,9% à humidade do solo e pântanos e 0,3 % existente em rios e lagos (Shiklomanov *et al.*, 1998), como ilustrado na figura 2.1.



Figura 2.1: Distribuição de água no planeta (Adaptado de Shiklomanov *et al.*, 1998)

A escassez de água pode resultar de variados fenómenos, como causas naturais, atividades humanas, ou mesmo resultar da interação de ambos, sendo os principais fatores a aridez, desertificação, carência hídrica e seca (L. S. Pereira *et al.*, 2009). A aridez é uma característica climática natural, permanente, correspondente a um desequilíbrio

na disponibilidade de água, com precipitação média anual baixa, com alta variabilidade espacial e temporal, resultando num clima de baixa humidade geral, onde os ecossistemas apresentam baixa capacidade de carga (Charrua, 2014; L. S. Pereira *et al.*, 2009; Vivas, 2011). Sob aridez, ocorrem variações extremas de temperatura e os regimes hidrológicos são caracterizados por grandes variações hídricas, com inundações instantâneas e longos períodos com escoamentos muito baixos ou nulos (L. S. Pereira *et al.*, 2009). O aumento da procura de água que se tem verificado em climas áridos, semi-áridos e sub-húmidos agrava a disponibilidade natural de água e torna a escassez de água visível para todos, levando à necessidade de políticas adequadas para gerir problemas como as desigualdades no acesso à água potável (Charrua, 2014). A desertificação consiste num desequilíbrio permanente na disponibilidade de água, induzido pelo Homem através do uso inadequado do solo e da água, de medidas pouco eficazes relativas à manutenção do território e da variação climática à escala global (L. S. Pereira *et al.*, 2009) (Vivas, 2011). De acordo com a *United Nations Convention to Combat Desertification* (UNCCD) a desertificação consiste na degradação da terra, intensificada pelas alterações climáticas, sendo que atualmente 3200 milhões de pessoas no mundo já são afetadas negativamente (United Nations, 2023b).

Ainda não existe uma definição universalmente aceite para escassez de água. No contexto Europeu a escassez de água é geralmente entendida como uma situação em que os recursos hídricos são insuficientes para satisfazer as necessidades humanas e ecológicas a longo prazo de uma determinada região (C. L. Pereira, 2017). Esta dará origem a um desequilíbrio futuro, que resulta da combinação de uma baixa disponibilidade hídrica e de necessidades que excedem a capacidade de abastecimento dos sistemas naturais (Vivas, 2011). A escassez de água pode ainda ser classificada segundo escassez física e escassez económica, sendo a primeira referente à inexistência de recursos e a segunda à sua má gestão (APA, 2023). As principais situações de escassez estão associadas a regiões com recursos hídricos muito limitados ou de elevada densidade populacional e/ou de atividades agrícolas e industriais intensas que exijam um elevado consumo (Vivas, 2011).

De acordo com Mekonnen & Hoekstra (2016) quatro mil milhões de pessoas sofrem condições de escassez de água moderadas a severas durante pelo menos 1 mês anualmente e que 4,3 mil milhões de pessoas sofram de condições severas no mesmo período. Estima-se que 1,8 a 2,9 mil milhões de pessoas experienciem condições de escassez de água severas entre 4 a 6 meses do ano (Mekonnen & Hoekstra, 2016). Preve-se que estes números continuem a aumentar e este facto é um desafio para a gestão dos recursos de água convencionais. Na figura 2.2 está representada a escassez de água doce mensal média anual, onde as condições de escassez são classificadas como baixas quando a escassez de água é inferior a 1, como moderada entre 1 e 1,5, significativa entre 1,5 e 2 e severa quando superior a 2.

Na figura 2.3 apresenta-se a anomalia de temperatura de 0,49°C registada no ano de 2022 em relação à normal de 1981-2010, tendo sido o quinto ano mais quente a nível global (IPMA, 2023a). O aumento da temperatura pode levar a uma maior evaporação da água em reservatórios, rios e lagos, reduzindo a quantidade de água doce disponível para

consumo humano. O aumento de temperatura está associada a eventos de chuva mais intensa e períodos de seca mais prolongados. Finalmente, a procura de água deverá ser maior, colocando pressão adicional sobre os recursos hídricos disponíveis.

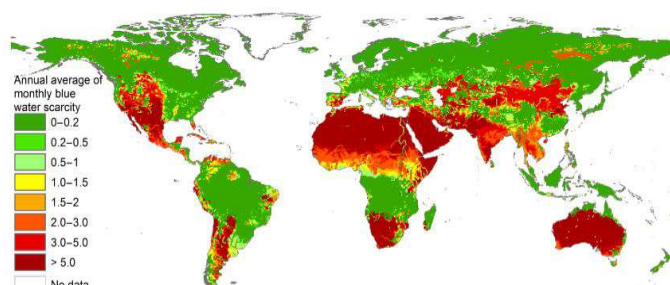


Figura 2.2: Escassez de água doce mensal média anual no período de 1996–2005 (Fonte: Mekonnen e Hoekstra, 2016)

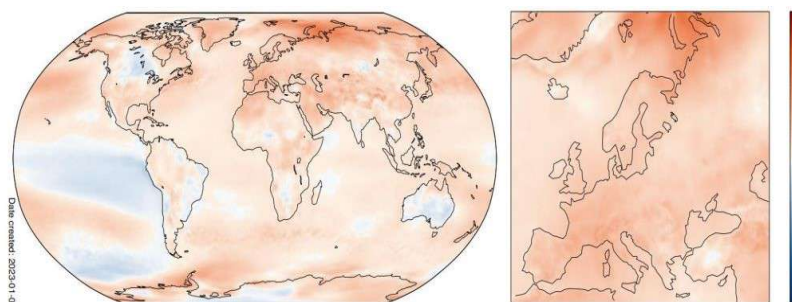


Figura 2.3: Anomalia da temperatura média anual à superfície (°C) em 2022 relativamente a 1981-2010 (Fonte: IPMA, 2023a)

Na precipitação, o ano de 2022 registrou níveis de seca acima da média em muitos países do sul da Europa, bem como no Reino Unido, na região sudeste da Noruega e em algumas áreas da Europa Central (IPMA, 2023a). Na figura 2.4 está representada a anomalia de precipitação em 2022 relativamente a 1981-2010, onde se verifica que predominantemente na Europa Ocidental registaram-se valores negativos.

Estamos a entrar numa nova era de gestão da água, devido maioritariamente ao crescimento da população, ao aumento da urbanização e às alterações climáticas (Rygaard *et al.*, 2011). Na figura 2.5 encontra-se uma projeção do crescimento populacional até 2100, mostrando que em 2060 a população mundial possa atingir os 10 mil milhões de pessoas.

De acordo com El-Dessouky (2022), cerca de 40% da população mundial vive em bacias hidrográficas sob pressão e as projeções da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) mostram que as necessidades de água desta população irão crescer em 55% até 2050 (El-Dessouky & Ettouney, 2002; Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, 2015). Estes números devem-se ao aumento rápido da população, a alterações no estilo de vida, ao aumento das atividades económicas e à poluição que condiciona a utilização de fontes de água doce (El-Dessouky & Ettouney, 2002).

CAPÍTULO 2. A AUTOSSUFICIÊNCIA NAS CIDADES E DISPONIBILIDADE ATUAL DE ÁGUA

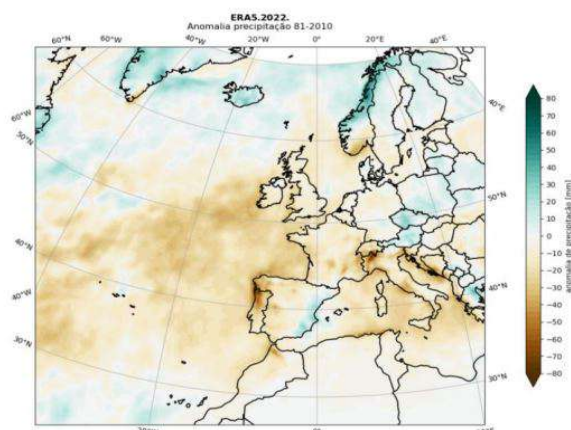


Figura 2.4: Anomalia anual precipitação em 2022 relativamente a 1981-2010 (Fonte: IPMA, 2023a)

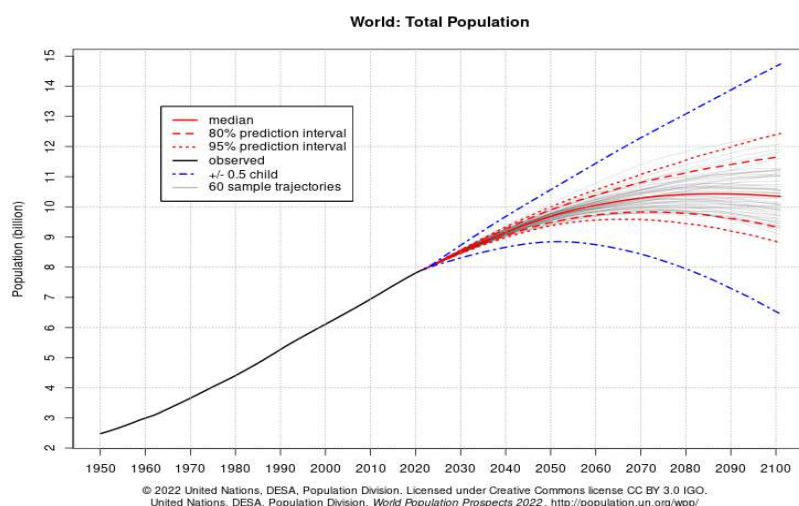


Figura 2.5: Projeção do crescimento populacional até 2100 (Fonte: United Nations, 2022)

O consumo mundial de água está distribuído em três sectores: agricultura, indústria e uso doméstico. Cerca de 70% da água é utilizada na agricultura, 23% na indústria e 7% é usada para consumo humano (Gaio, Susana Marques, 2016). Embora existam muitos interesses envolvidos, face à crescente consciencialização da necessidade imperiosa de práticas sustentáveis para a manutenção do planeta e dos seus recursos, em particular a água, verificam-se alterações significativas e inovadoras na praxis da gestão deste recurso.

A gestão da água doce é uma preocupação tanto global como local e envolve uma multiplicidade de entidades públicas, privadas e da sociedade civil sem fins lucrativos, enquanto partes interessadas nos ciclos de tomada de decisão, formulação de políticas e implementação de projetos (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, 2015). Até ao ano de 2050, é estimado que 240 milhões de pessoas ainda não terão acesso a água potável, enquanto 1400 milhões continuarão sem acesso a saneamento básico

(Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, 2015). Nas Nações pertencentes à OCDE, as infraestruturas de serviços de água estão a envelhecer e os governos enfrentam cada vez mais desafios relacionados com a crescente demanda, urbanização contínua, alterações climáticas e implicações relacionadas com a água (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, 2015).

Tradicionalmente, os recursos naturais de água estão localizados fora dos limites das cidades (Rygaard *et al.*, 2011). A implementação de sistemas de abastecimento dentro das cidades tem vários benefícios, como a minimização dos sistemas de canalização (e consequentemente a diminuição de perdas de água na distribuição) e a redução da extração e descarga de águas residuais (Rygaard *et al.*, 2011). Este facto leva a que os fornecedores de água procurem adotar novas tecnologias e estratégias autossuficientes que permitam a utilização de água proveniente do interior das cidades (Rygaard *et al.*, 2011). Vários estudos demonstram um aumento até 80% das taxas de autossuficiência, através da utilização de água reciclada, recolha da água da chuva e dessalinização (Rygaard *et al.*, 2011).

De acordo com a OCDE (2015) não existe uma solução única e universal para todos os desafios, devendo os modelos selecionados ser adaptados às especificidades territoriais, reconhecendo que a governança é altamente dependente do contexto e que é importante ajustar as políticas da água às diferentes realidades (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, 2015).

2.3 Disponibilidade de água em Portugal

Em Portugal também a disponibilidade de água está intrinsecamente ligada às alterações climáticas. O país enfrenta desafios crescentes devido ao aumento das temperaturas e à diminuição das precipitações em várias regiões. Isso coloca pressão sobre os recursos hídricos, afetando não apenas o abastecimento de água destinado ao consumo da população, mas também a agricultura e a biodiversidade. A gestão sustentável da água torna-se, assim, uma prioridade crucial para enfrentar os desafios iminentes das alterações climáticas no País. Portugal será afetado ao nível da distribuição espacial e temporal da precipitação, ao nível da diminuição do caudal anual dos rios, do aumento das assimetrias espaciais e sazonais, da distribuição dos recursos hídricos e por um aumento de seca e escassez hídrica. De acordo com a figura 2.6 o ano de 2022 em Portugal continental classificou-se como extremamente quente em relação à temperatura do ar e seco em relação à precipitação (IPMA, 2023a). Neste ano, o país esteve em seca meteorológica nos primeiros 9 meses (IPMA, 2023a). No mês de maio de 2023, Portugal continental considerou-se como muito quente em relação à temperatura do ar e muito seco em relação à precipitação (IPMA, 2023b).

O ano de 2022 foi o quinto ano mais quente a nível mundial, com uma anomalia de 0.49 °C em relação à temperatura média global de 1981-2010 (IPMA, 2023a). De acordo com a figura 2.7 é possível aferir que os últimos 10 anos em Portugal tiveram sempre valores médios acima do normal.

CAPÍTULO 2. A AUTOSSUFICIÊNCIA NAS CIDADES E DISPONIBILIDADE ATUAL DE ÁGUA

A maio de 2023, o valor médio da temperatura média do ar foi 18.19 °C, mais 2.47°C em relação ao valor normal 1971-2000 (IPMA, 2023b). O valor médio da temperatura máxima foi de 24.55 °C, 3.60 °C acima do valor normal e o valor médio da temperatura mínima foi de 11.84 °C, 1.34 °C superior ao valor normal (IPMA, 2023b).

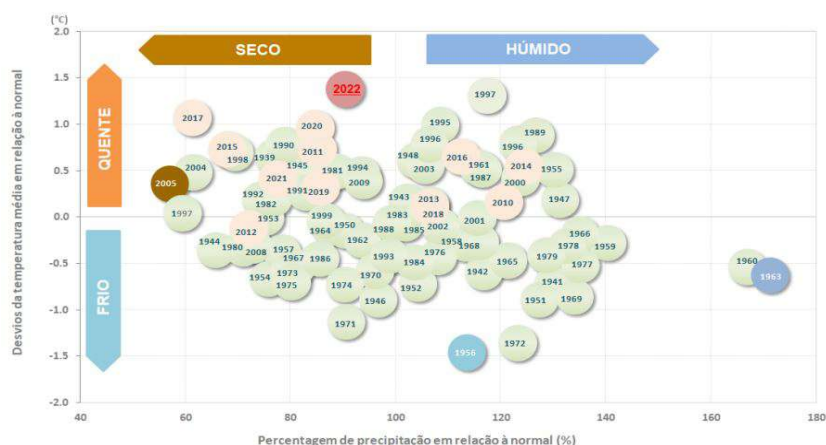


Figura 2.6: Anomalia de temperatura média do ar (°C) e percentagem de precipitação em diferentes anos com 2022 em evidência (Fonte: IPMA, 2023a)

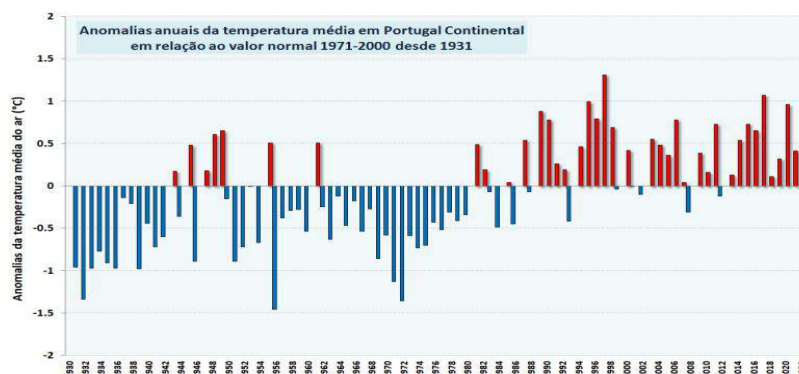


Figura 2.7: Anomalias anuais da temperatura média em Portugal continental em relação a 1971-2000 (Fonte: IPMA, 2023a)

Verificou-se que 70 % da precipitação de 2022 ocorreu nos últimos 4 meses do ano e que 80% do território esteve em seca severa e extrema, em fevereiro e entre maio e agosto (IPMA, 2023a). No mesmo ano, existiram cinco episódios de inundações/cheias devido a precipitação intensa, um em Setembro e os restantes em Dezembro (IPMA, 2023a). Em 2022 o valor médio de precipitação total anual foi de 797.6 mm, inferior ao valor normal 1971-2000, com uma anomalia de -84.5 mm (IPMA, 2023a). De acordo com a figura 2.8 constata-se que a anomalia de precipitação foi sempre negativa nos últimos 4 anos.

O índice *Palmer Drought Severity index* (PDSI) baseia-se no conceito do balanço da água tendo em conta a quantidade de precipitação, temperatura do ar e capacidade de água disponível no solo, permitindo detetar a ocorrência de períodos de seca (IPMA, 2023b). Este índice classifica os períodos de seca em termos de intensidade podendo ser

normal, fraca, moderada, severa ou extrema. De acordo com este índice, a grande maioria do território Português está em situação de seca meteorológica, tendo-se verificado no final de maio de 2023, um aumento da área em seca, como visível na figura 2.9 (IPMA, 2023b). A maio de 2023 a distribuição do território Português de acordo com este índice correspondia a 25,3% de seca fraca, 39,4% em seca moderada, 26,3% em seca severa e 8,9% em seca extrema (IPMA, 2023b).

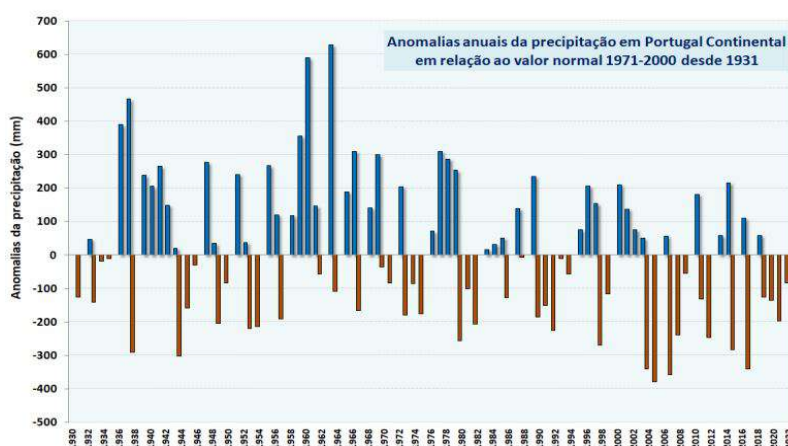


Figura 2.8: Anomalias anuais de precipitação em Portugal continental em relação a 1971-2000 (Fonte: IPMA, 2023a)

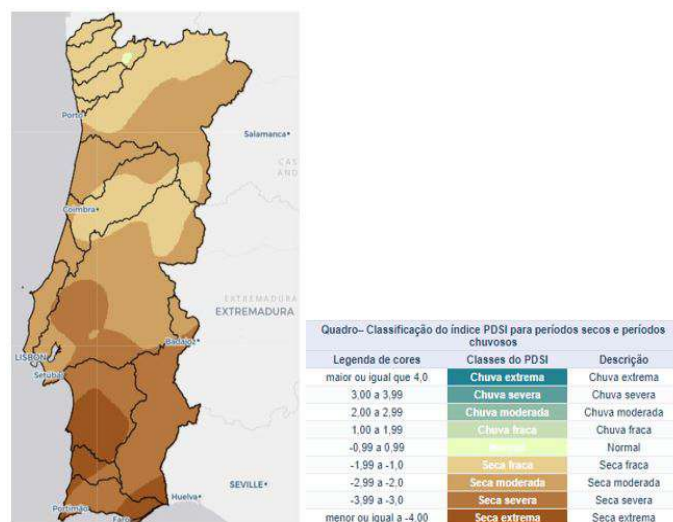


Figura 2.9: Distribuição da seca em Portugal continental de acordo o índice PDSI (Fonte: IPMA, 2023b)

Os dados do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) são bastante claros no que respeita à evolução climática, com aumento de dias muito quentes e com anomalias negativas na precipitação em Portugal. Devido a estas alterações, registaram-se nos últimos anos secas mais frequentes, mais prolongadas e mais abrangentes.

Na figura 2.10 está exposto o índice de Aridez de Martonne na Península Ibérica que classifica as zonas de semiáridas a extremamente húmidas. Através da figura é possível inferir que Portugal tem um clima maioritariamente semi-húmido, mediterrâneo e semiárido.

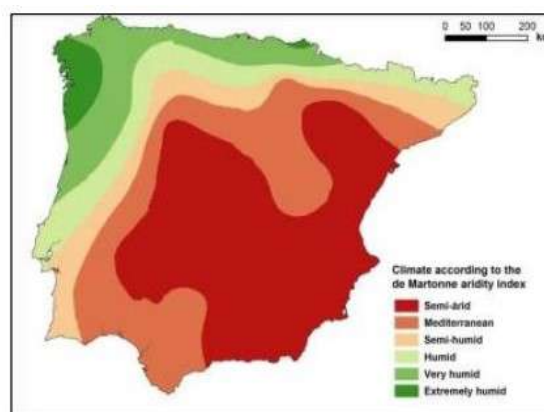


Figura 2.10: Índice de Aridez De Martonne 1960-2017 (Fonte: Paniagua *et al.*, 2019)

De forma a avaliar a evolução da aridez em Portugal Continental, Lopes (2021) utilizou dois períodos temporais e projetou diferentes cenários das condições climáticas futuras através de simulações. De acordo com os resultados obtidos por Lopes(2021) é de prever um contínuo aumento da aridez em Portugal (Lopes, 2021). Também o *World Resources Institute*(2013), numa projeção para 2040, classifica Portugal com risco elevado de stress hídrico, ou seja, risco elevado de ter de gerir falta de água com qualidade na resposta às necessidades do país (Paul Reig & Maddocks, 2013).

O último relatório da OCDE (2023) relativo à avaliação ambiental de Portugal, indica que a disponibilidade de água diminuiu cerca de 20% nos últimos 20 anos, esperando-se que continue a diminuir mais 10% até ao final do século. Neste cenário é o Sul do território Português que se encontra mais vulnerável à escassez de água (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, 2015). A comissão Europeia (2022) já considera a escassez de água uma certeza nos países mediterrâneos e do sul da Europa, incluindo Portugal. A maioria destes países deverá enfrentar problemas significativos de escassez de água devido ao uso insustentável dos recursos hídricos e aos efeitos das alterações climáticas, até 2050 (European Commission, 2022).

2.4 A água na legislação

A legislação relativa à água e recursos hídricos é extensa e complexa, sendo a Lei da Água a base do quadro legislativo. A Lei da Água, estabelecida pela Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, transpõe para o ordenamento jurídico nacional a Diretiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro (Diretiva Quadro da Água) (Assembleia da República, 2005). Determina as bases para a gestão sustentável das águas

e o quadro institucional para o respetivo setor, assente no princípio da região hidrográfica como unidade principal de planeamento e gestão. Estabelece o enquadramento para a gestão das águas superficiais, designadamente as águas interiores, de transição e costeiras, e das águas subterrâneas. A lei da água foi posteriormente alterada pelos Decretos-Lei n.ºs 245/2009, de 22 de setembro, 60/2012, de 14 de março e 130/2012, de 22 de junho e pelas Leis n.º 42/2016, de 28 de dezembro e n.º 44/2017, de 19 de junho.

O quadro legal definido prevê o licenciamento das utilizações de recursos hídricos e obriga ao cumprimento de normas de qualidade nas descargas no meio hídrico, procurando assegurar a redução da poluição e alcançar o bom estado das águas superficiais. Quanto ao regime jurídico dos terrenos do domínio público hídrico, está definido pelo Decreto-Lei n.º 468/71, de 5 de novembro. Inclui os leitos e as margens das águas do mar, correntes de água, lagos e lagoas, de modo a facilitar o seu aproveitamento para os diversos usos (Ministérios da Marinha e das Obras Públicas, 1971).

Relativamente ao regime económico e financeiro dos recursos hídricos, é definido pelo Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de junho e pelo Despacho n.º 484/2009, de 8 de janeiro que integra as normas orientadoras para aplicação do referido Decreto-Lei (Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2008, 2009a).

O Decreto-Lei n.º 152/2017 (segunda alteração ao Decreto -Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto, alterado pelo Decreto -Lei n.º 92/2010, de 26 de julho) estabelece o regime da qualidade da água para consumo humano, tendo por objetivo proteger a saúde humana. Os parâmetros químico-físicos e microbiológicos estabelecidos para efeitos de verificação da conformidade da qualidade da água são definidos no seu Anexo I, devendo as análises ser realizadas por laboratórios credenciados. Os parâmetros físico-químicos, que dizem respeito às características físicas da água e ao controlo das substâncias químicas presentes, incluem a cor, a turvação, o cheiro e sabor, o pH, a condutividade, o teor de sais (cloretos, amónio, nitratos, sulfatos, fosfatos, etc), a dureza total, metais (alumínio, níquel, chumbo, cobre, ferro, manganês) e diversos compostos orgânicos (pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, trihalometanos, etc). Os parâmetros microbiológicos permitem avaliar a presença de microrganismos na água nocivos ao Homem, como bactérias, vírus, protozoários e parasitas (Bactérias coliformes, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Enterococo* e *Legionella*, spp, por exemplo) (Ministério do Ambiente, 2017).

Note-se que recentemente foi publicado o Decreto-Lei n.º 69/2023, de 21 de agosto de 2023, que determina as novas regras de controlo da qualidade da água para consumo humano (transpondo a Diretiva 2020/2184, do Parlamento e do Conselho Europeu, de 16 de dezembro, e que integra as disposições legais decorrentes da transposição da Diretiva 2013/51/EURATOM, do Conselho de 22 de outubro, e que já constavam da legislação em vigor no que concerne ao controlo da radioatividade) (Ministério do Ambiente e Ação Climática, 2023). Nas principais alterações sublinha-se uma alteração significativa nalguns valores paramétricos limite que, nuns casos são mais exigentes e noutros estão adaptados à realidade geográfica onde os sistemas de abastecimento operam.

Existe ainda legislação que prevê o planeamento da gestão dos usos da água no

CAPÍTULO 2. A AUTOSSUFICIÊNCIA NAS CIDADES E DISPONIBILIDADE ATUAL DE ÁGUA

território, nas regiões hidrográficas, na orla costeira, nos estuários e nas albufeiras de águas públicas. Neste quadro, são ainda contempladas a segurança de barragens e a gestão do risco de inundação e de seca.

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) é a Autoridade Nacional da Água, competindo-lhe definir políticas e instrumentos de gestão, em colaboração com outras entidades.

A gestão das regiões hidrográficas é feita no terreno através de serviços desconcentrados no território (Administrações de Região Hidrográfica do Norte, Centro, Tejo e Oeste, Alentejo e Algarve). Fica patente que em Portugal a gestão dos recursos hídricos - águas superficiais e subterrâneas- compete ao Estado, obedecendo aos princípios de garantir o acesso de todos à água, a sua proteção como bem ambiental e a sua utilização eficiente, enquanto recurso escasso. Na aplicação destes princípios, o utilizador, através de taxas, tem um papel na compensação do uso da água.

Ao nível do planeamento da gestão das águas importa salientar os seguintes instrumentos estratégicos que direta ou indiretamente impactam no setor:

- i O Plano Nacional da água (PNA), que define a estratégia nacional para a gestão integrada da água, a aplicar pelos planos de gestão de regiões hidrográficas e por outros instrumentos de planeamento das águas (Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro) (Ministério do Ambiente, 2016).
- ii Os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), com uma abordagem integrada para a gestão dos recursos hídricos (segunda geração aprovada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 52/2016, de 20 de setembro, retificada pela declaração de Retificação n.º 23-B/2016, de 18 de novembro) (Conselho de Ministros, 2016).
- iii O Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA), para a promoção do uso eficiente da água em Portugal, especialmente nos setores urbano, agrícola e industrial (Resolução do Conselho de Ministros n.º 113/2005, de 30 de junho) (Conselho de Ministros, 2005).
- iv Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas (ENAA) 2020, prorrogada até 31 de Dezembro de 2025, com a aprovação do Plano Nacional Energia e Clima (PNEC)2030, que estabelece soluções para adaptação às alterações climáticas (resolução do Conselho de Ministros n.º 56/2015, de 30 de julho, que aprova a ENAA 2020 e pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 53/2020, de 10 julho 2020) (Conselho de Ministros, 2015, 2020a).
- v A Estratégia Nacional para o Mar (ENM) 2021-2030, o principal documento orientador das políticas do mar em Portugal (aprovada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 68/2021, de 4 de junho) (Conselho de Ministros, 2021).

2.5 Dessalinização

Para suprimir a procura de água em diversas regiões, a dessalinização surge como uma alternativa, estando este mercado em expansão e a crescer de forma exponencial. A dessalinização é um processo de produção de água apropriada ao consumo humano, indústria e agricultura (Santos, 2013). Consiste na remoção de sal e outros químicos dissolvidos de água salobra ou salina superficial e subterrânea, de modo a que a concentração de sal seja inferior ao limite de 500 ppm estabelecido pela *World Health Organization* (WHO) para água potável (Darre & Toor, 2018). Este processo é cada vez mais utilizado para produzir água potável devido à crescente escassez de água doce.

A dessalinização proporciona uma importante fonte de água doce para abastecimento público e privado em diversos contextos, nomeadamente funções industriais, económicas e produção de água extremamente pura para o fabrico e limpeza de efluentes industriais (Williams, 2022). A dessalinização tem vindo a transformar a gestão dos recursos hídricos nas cidades, regiões e países em várias zonas do mundo, esperando-se que continue a reformular as práticas, a política e a economia da água ao longo do século XXI (Williams, 2022). A capacidade total global de produção de água através de dessalinização foi de cerca de 90 milhões m^3 /dia em 2020 e espera-se que aumente para 192 milhões m^3 /dia em 2050 (Williams, 2022).

Os oceanos são a principal nova fonte de recursos, representando cerca de 60% da capacidade global de dessalinização atual, seguida de recursos hídricos salobros, nomeadamente águas subterrâneas, antes consideradas demasiado salinas para utilizar, representando cerca de 22% da capacidade de dessalinização. A terceira fonte de recursos é a água residual, com cerca de 12% de capacidade e finalmente, com cerca de 9% da capacidade de dessalinização estão recursos de água salina de baixa concentração, como estuários fluviais (Williams, 2022). Esta distribuição está ilustrada na figura 2.11 .



Figura 2.11: Distribuição das principais fontes de recursos para dessalinização (Fonte: Williams, 2022)

As centrais de dessalinização existentes têm vários tipos de capacidade. Uma central é geralmente considerada pequena quando a sua capacidade de produção de água doce é inferior a $1000\text{ m}^3/\text{dia}$, média quando tem uma capacidade entre 1000 e $10000\text{ m}^3/\text{dia}$, grande quando tem uma capacidade entre 10.000 e $100.000\text{ m}^3/\text{dia}$ e extra grande com uma capacidade superior a $100000\text{ m}^3/\text{dia}$ (Williams, 2022).

Apesar das centrais pequenas serem as mais comuns, cerca de 80% da capacidade instalada de dessalinização global atual é produzida em instalações extra grandes. De realçar que as instalações grandes e extra grandes fornecem quantidades significativas do abastecimento total da água das cidades e regiões onde se localizam, comparáveis às das grandes barragens (Williams, 2022). No Médio Oriente encontram-se um grande número de centrais de dessalinização térmica grande parte operada energeticamente a combustíveis fósseis (Gaio, Susana Marques, 2016). Os Países do Golfo Pérsico (Arábia Saudita, Kuwait, Emirados Árabes Unidos, Omã, Catar e Barém) são os maiores produtores de água dessalinizada do mundo, produzindo cerca de 40% da água dessalinizada global (Alawad *et al.*, 2023). Atualmente, a Arábia Saudita é o maior produtor mundial de água através de dessalinização, satisfazendo 60% da sua procura total de água. No Qatar e Kuwait, 100% da água utilizada é obtida por este processo (Darre & Toor, 2018). Também em Barém a dessalinização é a fonte primária de água. O Médio Oriente e no Norte de África, são responsáveis por cerca de 60% da capacidade de dessalinização global (Alawad *et al.*, 2023).

Na União Europeia (UE) apenas cerca de 10% da água é obtida através de dessalinização de água salgada (aproximadamente 2.890 milhões m^3) (Jones *et al.*, 2019). Da capacidade total de água produzida na União Europeia cerca de 80% é produzida em Países Mediterrâneos, onde se localizam a maioria das centrais dessalinizadoras (Jones *et al.*, 2019).

Em Portugal existem centrais dessalinizadoras, destacando-se a da ilha de Porto Santo, na Madeira. A central de Porto Santo utiliza o mecanismo de osmose inversa para abastecer a ilha, sendo a única origem de água potável da mesma (ARM, 2023). Foi criada em 1980 tendo sido a primeira central de água do mar por osmose inversa da Europa e das primeiras do mundo (ARM, 2023).

2.5.1 A dessalinização na política pública em Portugal

A busca por soluções eficazes para enfrentar os desafios hídricos em Portugal tem levado ao desenvolvimento de diversos instrumentos de política pública, com um foco crescente na possibilidade de implementação da dessalinização como uma medida estratégica possível.

De realçar os seguintes instrumentos legislativos:

- i Portaria n.º 1284/2009, de 19 de outubro, estabelece o conteúdo dos planos de gestão de bacia hidrográfica e determina medidas suplementares, considerando, entre outras medidas possíveis, as instalações de dessalinização (ponto 35.7) (Ministério do

Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2009b).

- ii O Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro, aprova o Plano Nacional da Água e cria a Comissão Interministerial de Coordenação da Água. Definindo a seca como muito relevante, considera opções adicionais de abastecimento de água (p. ex.: dessalinização) depois de terem sido esgotadas todas as outras melhorias a nível da eficiência do lado da procura.
- iii O Plano Nacional do Hidrogénio, aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 63/2020, de 14 de agosto de 2020, determina que o “ recurso a água salgada em Portugal para produção de hidrogénio, está dependente da disponibilidade de tecnologia que permita o uso direto no processo de eletrólise, ou através do recurso a técnicas de dessalinização, as quais poderão, num futuro próximo, servir o duplo objetivo de servir a economia do hidrogénio e ao mesmo tempo disponibilizar água para consumo humano, mediante a evolução dos custos da tecnologia” (Conselho de Ministros, 2020b) .
- iv A Estratégia Nacional para o Mar 2021-2030 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 68/2021, de 4 de junho), prevê no seu Objetivo Estratégico 5 a dessalinização, designadamente como fonte alternativa de água, face ao consumo crescente da água para diferentes usos, ao consequente aumento da pressão sobre os recursos hídricos, agravados com os cenários de alterações climáticas conhecidos, que incluem o aumento de frequência de situações de seca prolongada, juntamente com riscos acrescidos de intrusão salina em reservas de água doce nas zonas costeiras. Neste âmbito, determina-se “(...) afigura-se determinante ter acesso a fontes alternativas de água e aumentar a eficiência na sua utilização. Uma destas fontes são os sistemas de dessalinização (...)”.
- v A Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas 2020 (EN AAC), na Estratégia Setorial de Adaptação aos Impactos das Alterações Climáticas relacionados com os Recursos Hídricos, prevê a dessalinização como medida possível.

Em suma, a dessalinização tem vindo a ser gradualmente considerada em instrumentos de políticas públicas, como medida possível, designadamente, entre outros, para apoiar a gestão dos recursos hídricos, considerando o aumento crescente da utilização da água para diversas finalidades, a sustentabilidade do recurso e como forma de mitigar o efeito dos fenómenos decorrentes das alterações climáticas.

2.5.2 Caracterização tecnológica de sistemas de dessalinização

Existem várias tecnologias de dessalinização da água, sendo três as categorias básicas de tecnologias utilizadas: dessalinização por membrana, dessalinização térmica e dessalinização química (Younos & Tulou, 2005). A abordagem química incorpora processos como troca de iões, que são considerados pouco práticos para tratar águas com elevados níveis de sólidos dissolvidos, pelo que esta abordagem não será considerada neste trabalho.

2.5.2.1 Tecnologias de membrana

Uma membrana é uma película fina de material poroso que permite a passagem de moléculas de água e impede a passagem de moléculas maiores e indesejáveis, tais como vírus, bactérias, metais e sais (Younos & Tulou, 2005). As membranas podem ser feitas de uma grande variedade de materiais, tais como materiais poliméricos, que incluem celulose, acetato e nylon, e materiais não poliméricos, tais como cerâmica, metais e compósitos (Younos & Tulou, 2005). As membranas sintéticas são as membranas mais utilizadas no processo de dessalinização e a sua utilização está a crescer a uma taxa de 5-10% anualmente (Younos & Tulou, 2005).

Os processos de tratamento por membranas utilizam tecnologias impulsionadas por pressão ou elétricas (Younos & Tulou, 2005). As tecnologias de membrana a pressão incluem osmose inversa, nanofiltração, ultrafiltração, e microfiltração e as tecnologias de membrana elétricas incluem eletrodialise e eletrodialise reversa, como sistematizado na figura 2.12 (Younos & Tulou, 2005).

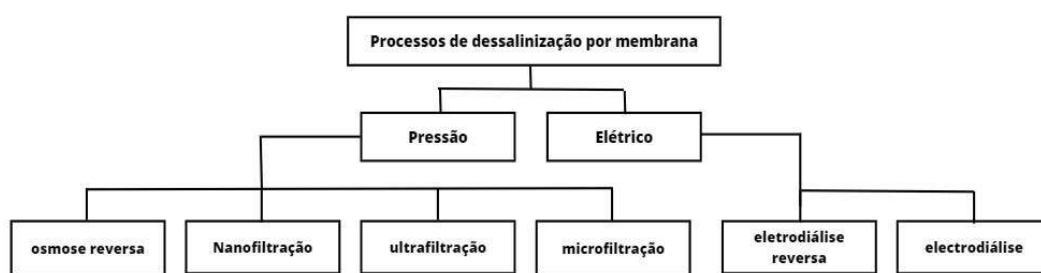


Figura 2.12: Processos de dessalinização por membrana (Fonte: Adaptado de Williams, 2022)

Após a captação da água inicia-se a fase de pré-tratamento, que é essencial para reduzir a concentração de microorganismos e químicos de forma a proteger a membrana, reduzir os custos energéticos e aumentar a retenção de sal (Darre & Toor, 2018; Younos & Tulou, 2005). Tipicamente consiste em métodos convencionais de tratamento que envolvem coagulação, *cartridge* e filtração de areia para remover as partículas maiores, matéria orgânica e outros materiais e finalmente sedimentação (Darre & Toor, 2018; Younos & Tulou, 2005). O pré-tratamento envolve também a adição de químicos, antes da coagulação para evitar

a formação de precipitados e incrustações nas membranas, podendo envolver ajustes no pH (Younos & Tulou, 2005). De modo a determinar qual o tipo de pré-tratamento mais adequado utiliza-se o teste *Silt Density Index* (SDI) que relaciona a quantidade de sólidos em suspensão e a tendência de incrustação da membrana (Santos, 2013).

O pós-tratamento pode ser necessário, dependendo da qualidade e finalidade da água, podendo envolver ajustamento de pH, desinfecção e remineralização, por exemplo, dióxido de carbono e cinza de soda podem ser adicionados para aumentar a alcalinidade da água tratada e para reduzir a corrosividade da água do produto (Darre & Toor, 2018; Younos & Tulou, 2005).

OSMOSE INVERSA

Osmose inversa (OI) ou osmose reversa é a tecnologia de dessalinização mais utilizada mundialmente (68,7%) (Curto *et al.*, 2021). Em Portugal, como referido anteriormente, na ilha de Porto Santo, Madeira e em Alvor, Algarve, esta tecnologia é também utilizada para a produção de água potável, sendo as dessalinizadoras de Alvor da responsabilidade do grupo Pestana (Guerreiro, 2009). Esta tecnologia baseia-se na utilização de membranas semi permeáveis. Existem dois tipos de membranas utilizadas neste processo, designadamente membranas de acetato de celulose e membranas de película fina composta. A primeira tem uma superfície fina resistente à incrustação, a segunda inclui membranas de poliamido aromático e membranas de materiais orgânicos comuns, como polisulfona (Younos & Tulou, 2005). As membranas de película fina composta têm uma maior taxa de fluxo (volume de água doce por área de superfície da membrana) e permitem a passagem de uma menor concentração de sal relativamente às membranas de acetato de celulose, são ainda mais resistentes numa gama de pH mais ampla, podendo, no entanto, degradarem-se com cloro (Younos & Tulou, 2005). No âmbito das membranas de película fina composta, foram desenvolvidas membranas que operam a baixas pressões mas que mantêm elevadas taxas de recuperação, designadas por membranas de osmose inversa de ultra baixa pressão. Estas membranas contêm uma camada ativa que é carregada negativamente com propriedades de resistência à incrustação (Younos & Tulou, 2005).

Na natureza, se duas soluções estiverem separadas por uma membrana semi permeável, o solvente flui espontaneamente do lado mais diluído para o mais concentrado, de forma a equilibrar a energia potencial de ambas as soluções (Curto *et al.*, 2021). Este fluxo pode ser reduzido se for adicionada uma pressão externa (Δp). A Pressão osmótica (Δp_{osm}) corresponde ao valor em que o fluxo pára. Se a pressão externa for superior à pressão osmótica ($\Delta p > \Delta p_{osm}$), a direção do fluxo do solvente inverte, permitindo que este saia da solução concentrada (Curto *et al.*, 2021). A figura 2.13 representa um esquema da osmose e da osmose inversa.

Ao aplicar uma pressão externa superior à pressão osmótica a água pura é extraída da água salgada. Na dessalinização, a quantidade de pressão necessária está diretamente relacionada com a concentração de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) da água de alimentação, pelo que quanto mais salina a água de alimentação, mais pressão será necessária e, consequentemente, mais energia (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013).

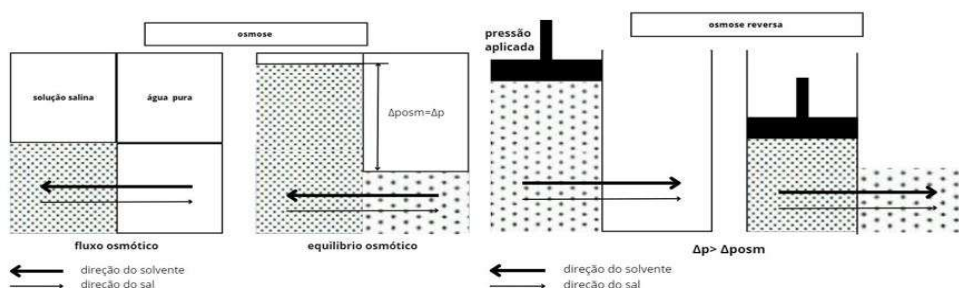


Figura 2.13: Esquema de osmose vs. osmose inversa (Fonte: Adaptado de Younos e Tulou, 2005)

A água salgada tem uma concentração de SDT superior a 35000mg/L (Gaio, Susana Marques, 2016). A pressão necessária para o tratamento de água salobra é entre 97 e 27,6 bar e para água salina a pressão é geralmente entre 54 e 80 bar, podendo ser superior a 82,7 bar (Curto *et al.*, 2021; Guerreiro, 2009). O SDI é geralmente elevado na água do mar, pelo que em sistemas de osmose inversa a filtragem como pré-tratamento é geralmente muito eficiente (Santos, 2013). A nanofiltração como pré-tratamento permite eliminar partículas em suspensão, remover a turvação, bactérias e iões de dureza, minimizando a pressão requerida no processo pois diminui a quantidade de STD na água (Santos, 2013). Para água doce, estima-se que o consumo energético vá de 1,5 a 2,5 kWh/m³ (Gaio, Susana Marques, 2016). Relativamente à quantidade de energia necessária para o processo de osmose inversa em água salina não existe um consenso entre autores. Enquanto Al-Karaghoulí (2013) defende que a energia varia entre 3,7 a 8 kWh/m³, podendo exceder os 15 kWh/m³ em centrais muito pequenas (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013). Gaio (2016) refere que para uma central com uma capacidade média na ordem dos 24000 m³/dia a energia consumida varia de 4 a 6 kWh/m³ (Gaio, Susana Marques, 2016). Darre, (2018) estima que numa central de grande dimensão que utilize entre 3 e 4,2 kWh/m³ seja utilizado pelo sistema e o restante necessário seja utilizado na captação de água salina, pré-tratamento e outros sistemas auxiliares (Darre & Toor, 2018). Curto (2021) declara que a energia necessária vai de 3 a 6 kWh/m³ (Curto *et al.*, 2021). Mohammadi *et al.*, (2020) afirmam que o consumo médio do processo de dessalinização vai de 3 a 4,5 kWh/m³ e que na central a energia total utilizada vai de 4,5 a 6,8 kWh/m³ (Mohammadi *et al.*, 2020).

A água do mar, após o pré-tratamento, é prensada por bombas de alta pressão (Curto *et al.*, 2021). Esta tecnologia requer apenas energia elétrica para fazer funcionar as bombas, tendo a concentração de SDT um impacto na quantidade de energia utilizada e nos custos associados à produção de água (Younos & Tulou, 2005). A taxa de recuperação, consiste na razão entre o fluxo de água produzida e o fluxo de água salina, assumindo geralmente valores entre 30% e 80% nestas condições, sendo o restante salmoura (Gude, 2011; Younos & Tulou, 2005). A taxa de recuperação é importante para avaliar a eficácia da membrana e depende da qualidade da água de alimentação, pressão aplicada, e outros fatores (Younos & Tulou, 2005). A figura 2.14 representa esquematicamente o modo de funcionamento da dessalinização por osmose inversa.

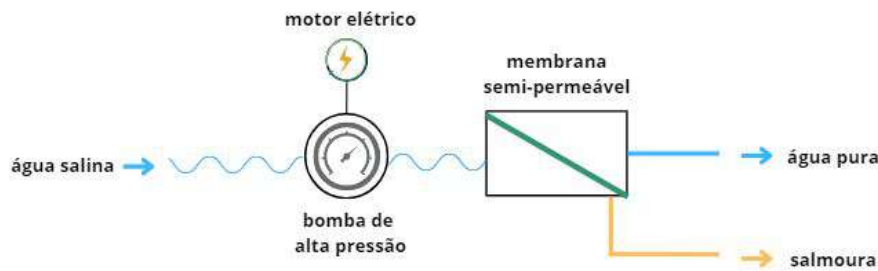


Figura 2.14: Esquema de funcionamento de osmose inversa simples (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

Para aumentar a extração de água doce, a pressão antes da membrana semipermeável deve ser aumentada, mas existem vários constrangimentos técnicos, essencialmente relacionados com a resistência mecânica da membrana (Curto *et al.*, 2021). O fluxo da salmoura tem um elevado potencial energético, uma vez que a sua pressão diminui apenas cerca de 2-3 bar em relação à água salina de entrada (Curto *et al.*, 2021). Assim, para além de se procurar melhorar as propriedades da membrana, procura-se também recuperar energia do fluxo de salmoura através de um dispositivo de recuperação de energia, podendo ser centrífugo ou isobárico (Curto *et al.*, 2021).

Para o dispositivo centrífugo, uma das soluções é a instalação de uma hidroturbina (*pelton*) que transfere energia do fluxo de salmoura diretamente para a bomba de alta pressão, aumentando a pressão da mesma. No entanto, apenas parte da energia do fluxo de salmoura (cerca de 70%) se aproveita (Curto *et al.*, 2021). A central de dessalinização da ilha de Porto Santo foi a primeira a utilizar este mecanismo de recuperação de energia, representado na figura 2.15 (ARM, 2023).

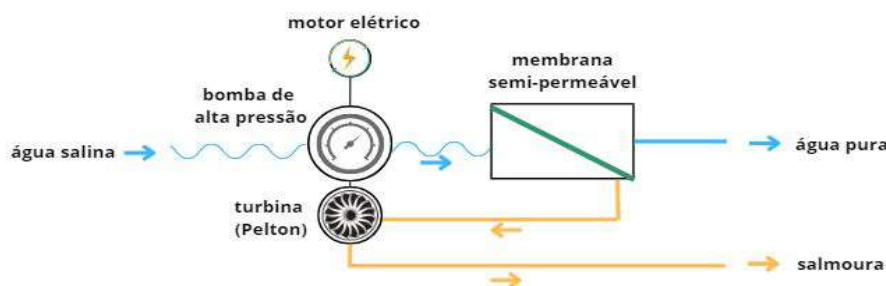


Figura 2.15: osmose inversa com sistema de turbina (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

Outra solução possível para o dispositivo centrífugo é o dispositivo *tubocharger*, que é composto por uma hidroturbina e uma bomba unidas. Nesta solução, a água salina é pressionada uma vez pela bomba de alta pressão e mais tarde é pressionada pelo dispositivo *tubocharged*. Esta solução tem uma eficiência energética superior à da hidroturbina *pelton*, visto a velocidade do *tubocharger* se poder modular através da bomba de alta pressão (Curto *et al.*, 2021). Na figura 2.16 está representado esquematicamente a forma de funcionamento do processo de osmose inversa com um dispositivo *tubocharger*.

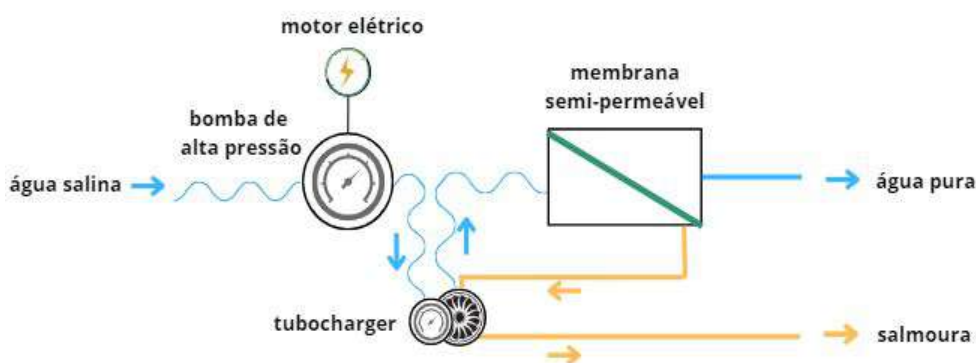


Figura 2.16: Esquema de osmose inversa com sistema *tubocharger* (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

De forma a melhorar a eficiência energética foi criado um sistema de turbina dupla, onde se separa uma parte do fluxo de salmoura para uma turbina *Pelton*, reduzindo assim a carga elétrica do motor elétrico da bomba de alta pressão (Curto *et al.*, 2021). Este sistema está esquematizado na figura 2.17.

Finalmente, a última solução centrífuga é representada pela *Hydraulic Energy Management Integration* (HEMI) e consiste na adoção de um motor elétrico no sistema tubocharger, responsável pela pressão na água salina antes da membrana semipermeável. Esta solução encontra-se representada esquematicamente na figura 2.18 (Curto *et al.*, 2021).

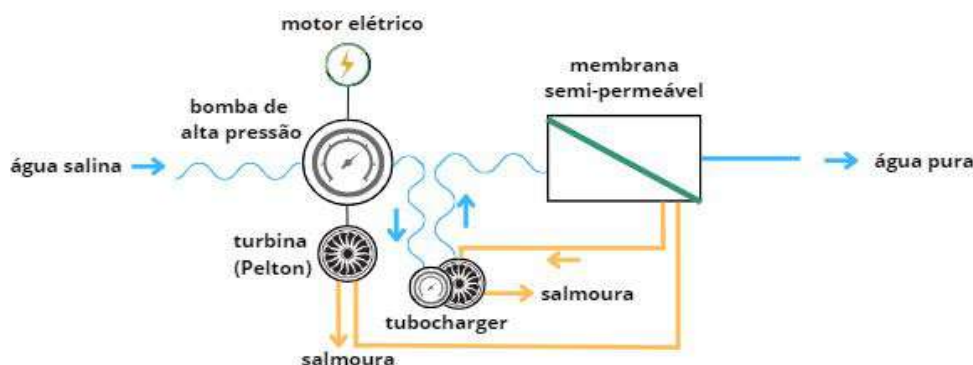


Figura 2.17: Esquema de osmose inversa com turbina dupla (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

Os Dispositivos Isobáricos são soluções usadas para transferir energia do fluxo de salmoura para o fluxo de água salina sem serem necessárias conversões intermediárias de energia. A água salina é inicialmente dividida em dois fluxos, um que flui para a bomba de alta pressão e outro submetido ao dispositivo de recuperação de energia (Curto *et al.*, 2021). Desta forma a bomba de alta pressão trata apenas uma parte da água, ou seja para o mesmo caudal de água salina que entra a pressão necessária e portanto a energia necessária são menores. Assim, o dispositivo de recuperação de energia terá uma maior eficiência energética, reduzindo o total de energia gasto no processo de dessalinização (Curto *et al.*, 2021).

Na figura 2.19 está representado o modo de funcionamento da osmose inversa com um dispositivo isóbarico. Como permutador de pressão pode ser utilizado o *Rotary Pressure Exchanger* (RPX).

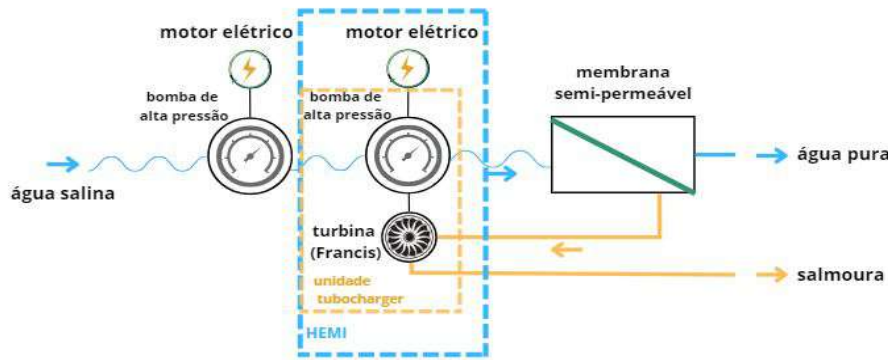


Figura 2.18: Esquema de osmose inversa com HEMI (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

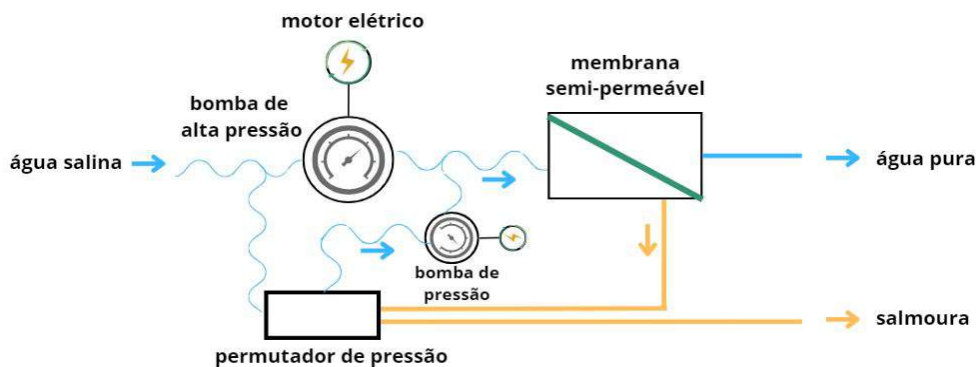


Figura 2.19: Esquema de osmose inversa com permutador de pressão (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

Dentro do RPX está uma matriz cerâmica em rotação, devido ao fluxo de salmoura que entra com uma velocidade tangencial. No interior da matriz existem canais que ligam a salmoura de alta pressão e a água salina de alta pressão e tubos que ligam a salmoura de baixa pressão e a água salina de baixa pressão (Curto *et al.*, 2021). No primeiro caso, o canal que inicialmente continha água salina é preenchido com salmoura, fazendo com que a água salina dentro do canal fique quase com a mesma pressão que a salmoura. No segundo, é o mesmo procedimento mas a pressão é baixa e é a água salina que empurra a salmoura. O processo é praticamente contínuo devido à alta velocidade de rotação da matriz e ao número de canais na mesma (Curto *et al.*, 2021).

Por fim, existe ainda o processo *Dual Work Exchanger Energy Recovery* (DWEER) que consiste num dispositivo com dois cilindros, onde alternadamente um contém água salina (baixa pressão) e outro salmoura (alta pressão), duas válvulas que controlam o fluxo de salmoura (válvula LinX) e duas válvulas automáticas para o fluxo da água de entrada (Curto *et al.*, 2021). Consoante a posição da válvula LinX, o fluxo de salmoura pode ser introduzido num pistão (Curto *et al.*, 2021). Com a alta pressão da água salina a válvula

automática abre-se, transferindo a água salina para a bomba de *boost*. Ao mesmo tempo, o pistão enche-se de salmoura, alterando a posição na válvula LinX, ficando o lado de salmoura do cilindro conectado com o cano de descarga de salmoura (Curto *et al.*, 2021). Como a água salina tem maior pressão que a descarga de salmoura, a válvula automática abre-se, recarregando o pistão com água salina (Curto *et al.*, 2021).

NANOFILTRAÇÃO

A nanofiltração é um processo de filtração por membrana utilizado para remover íons dissolvidos ou matéria orgânica para produzir água macia, ou seja com um número limitado de íons bivalentes como Ca^{2+} , Mg^{2+} , entre outros (Curto *et al.*, 2021). Esta tecnologia remove íons divalentes com uma eficiência entre 90% e 98%, enquanto a remoção de íons monovalentes é entre 60% e 85% (Curto *et al.*, 2021). O prefixo "Nano" está relacionado com as dimensões dos poros (1 a 10 nanómetros), mais pequenos do que outras técnicas de filtração (microfiltração e ultrafiltração) mas maiores do que na osmose inversa (Curto *et al.*, 2021).

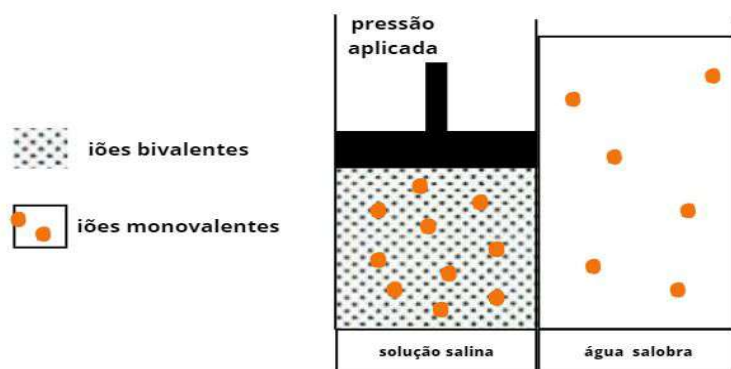


Figura 2.20: Esquema de nanofiltração (Fonte: Adaptado de Curto *et al.*, 2021)

A Nanofiltração (NF) funciona de forma semelhante à osmose inversa, como demonstrado na figura 2.20. As principais diferenças estão na forma de remoção dos íons da água salgada e precisar de menos pressão (5 a 10 bar) devido ao maior tamanho dos poros da membrana ($0,05\ \mu\text{m}$ a $0,005\ \mu\text{m}$) (Curto *et al.*, 2021; Younos & Tulou, 2005).

Esta técnica tem limitações na dessalinização da água, uma vez que as membranas semipermeáveis são mais porosas, permitindo a passagem de alguns sólidos dissolvidos, mas tem sucesso na remoção de sólidos, bem como de carbono orgânico dissolvido (Curto *et al.*, 2021; Younos & Tulou, 2005). Para águas salobras de baixo SDT, pode ser utilizado como tratamento autónomo para a remoção de sais (Younos & Tulou, 2005). Como a água salobra produzida por este processo tem uma maior concentração de íons do que a produzida em osmose inversa, o gradiente de pressão aplicado será menor (34 a 48 bar), requerendo por isto também menos energia que a osmose inversa (Curto *et al.*, 2021).

ULTRAFILTRAÇÃO E MICROFILTRAÇÃO

Na ultrafiltração o tamanho mínimo das partículas removidas é de $0,1$ a $3\ \mu\text{m}$ e na microfiltração de $0,01$ a $0,1\ \mu\text{m}$ (Younos & Tulou, 2005). Precisam ambas de uma pressão entre 2,5 a 5 bar (Younos & Tulou, 2005).

ELETRODIÁLISE

A Eletrodiálise (ED) é um tipo de dessalinização eletroquímico que usa uma combinação de membranas semipermeáveis e um campo elétrico, com elétrodos adjacentes nos dois lados de uma membrana para remover iões dissolvidos da água (Curto *et al.*, 2021; Younos & Tulou, 2005). A eletrodiálise tem uma taxa de recuperação alta e remove entre 75% a 98% dos sólidos dissolvidos na água (Younos & Tulou, 2005). A eletrodiálise pode operar numa vasta gama de pH e numa vasta gama de temperaturas (até 43°C), porém o custo de operação e manutenção é ligeiramente superior ao da osmose inversa (Santos, 2013).

O campo elétrico é gerado por dois elétrodos em corrente de voltagem contínua. Cada ião tem uma carga elétrica e cada ião é afetado por uma força elétrica diretamente proporcional à amplitude do campo elétrico e à sua carga iónica (Curto *et al.*, 2021). Os catiões são atraídos pelo anodo e os aniões pelo cátodo. Entre os dois elétrodos são instaladas alternadamente membranas aniónicas e catiónicas semipermeáveis. Desta forma a migração dos iões gerada pelo campo elétrico é parada seletivamente por cada uma das membranas, uma vez que os aniões atravessam a membrana aniónica e os catiões atravessam a membrana catiónica (Curto *et al.*, 2021). Um par de células é geralmente composto por uma membrana aniónica, uma membrana catiónica e dois canais espaçadores e o número de pares de células depende do tipo de sistema (Younos & Tulou, 2005).

Na figura 2.21, o campo elétrico move as cargas positivas para a direita, mas estas não atingem o elétrodo porque não conseguem atravessar a membrana aniónica enquanto as partículas negativas se movem para a esquerda mas são impedidas de passar pela membrana catiónica. Desta forma os iões ficam confinados nos canais de salmoura. Os canais de água de alimentação passam temporariamente a canais de salmoura e vice-versa (Curto *et al.*, 2021). Esta tecnologia é eficiente na remoção de sal uma vez que o cátodo atrai iões de sódio e o anodo atrai iões de cloro (Younos & Tulou, 2005). No entanto, a eletrodiálise é utilizada para produzir água pura a partir de água com uma salinidade até 2000 ppm, com TDS até 4000 mg/L e as superfícies das membranas podem ficar facilmente obstruídas (Curto *et al.*, 2021; Santos, 2013). A pressão necessária é entre 4,8 bar a 6,2 bar (Younos & Tulou, 2005).

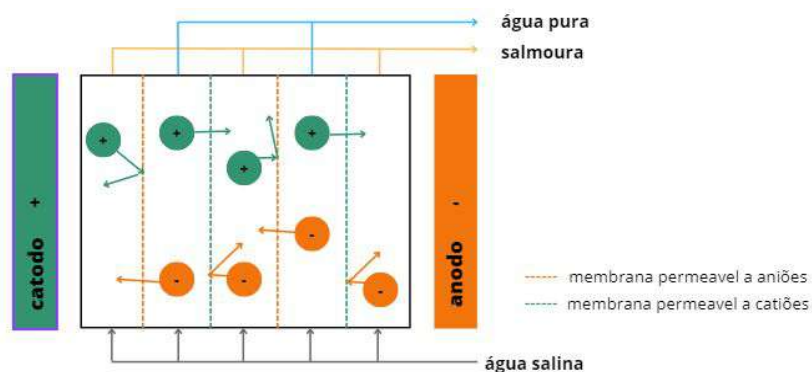


Figura 2.21: Eletrodiálise e eletrodiálise reversa (Fonte: Adaptado de Santos, 2013)

ELETRODIÁLISE REVERSA

Neste processo o fluxo de cátions e ânions vai alternando, geralmente quatro vezes por hora, de forma a criar um mecanismo de limpeza minimizando as obstruções na membrana (Younos & Tulou, 2005). A taxa de remoção pode ir até 94% devido à circulação da água dentro do sistema e à alternância de polaridade (Younos & Tulou, 2005). Assim como o processo de eletrodiálise, esta técnica é mais eficiente no tratamento de água salobra com TDS até 4000 mg/L (Santos, 2013).

CONCLUSÕES DAS TECNOLOGIAS POR MEMBRANA

Todas estas técnicas são atualmente utilizadas a uma escala industrial e comercial. A sua sustentabilidade depende de vários fatores, nomeadamente a localização da central, o modo de utilização da água, a fonte de energia, a fonte de água, o tamanho da central, a finalidade e os requisitos da qualidade da água e as opções de eliminação/deposição de salmoura (Williams, 2022).

Apesar de se verificar atualmente uma ampla utilização de tecnologias térmicas, verifica-se um aumento do recurso a tecnologias de membrana, que estão a assumir uma popularidade crescente. Tal facto deve-se ao seu menor consumo energético, à menor pegada ecológica produzida e à sua capacidade mais flexível. A osmose inversa é, globalmente, o processo de dessalinização mais utilizado, correspondendo a 61% das soluções adotadas. Logo de seguida, as duas tecnologias mais utilizadas são térmicas, sendo designadamente *Multi Stage Flash* (26%) e *Multi Effect Distillation* (8%) (Darre & Toor, 2018).

2.5.2.2 Tecnologias térmicas

Este tipo de tecnologias baseiam-se na utilização de processos de evaporação e destilação, e usam calor ou frio para produzir água potável (Younos & Tulou, 2005). No primeiro caso, utiliza-se energia térmica para provocar a evaporação da água seguida da sua condensação sob a forma de água potável (Darre & Toor, 2018). As tecnologias térmicas incluem congelamento, através do frio e compressão por vapor, *Multistageflash Distillation*, *Multi Effect Distillation* e destilação solar, através de calor.

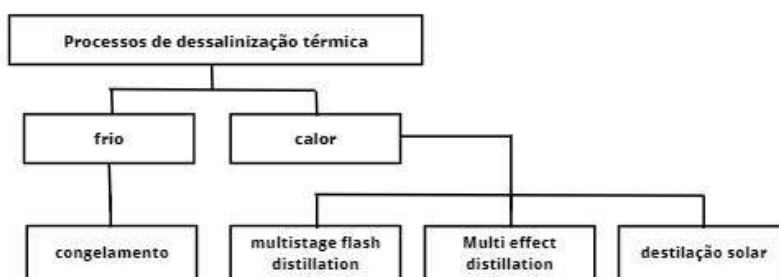


Figura 2.22: Processos de dessalinização térmica

CONGELAMENTO

No caso de congelamento, não se recorre à destilação para remover o sal da água (Santos, 2013). O congelamento utiliza-se apenas com água salina (Younos & Tulou, 2005). Quando se congela a água formam-se cristais de gelo que são depois separados da salmoura e derretidos para formar água pura (Younos & Tulou, 2005). Outra forma de congelamento é congelando uma mistura de água salgada sob a forma de gás, levando à formação de hidratos. Os hidratos são separados da salmoura e decompostos para criar água pura (Younos & Tulou, 2005).

DESTILAÇÃO SOLAR

Trata-se de um processo muito simples que usa energia solar levando ao aumento da temperatura da água promovendo a evaporação da água e posterior condensação (Gaio, Susana Marques, 2016). A água salgada encontra-se dentro de um tanque com um fundo escuro, para maximizar a eficiência da absorção, coberto por uma superfície transparente (Gaio, Susana Marques, 2016). A radiação solar provoca a evaporação da água. O vapor acumula-se na cobertura e condensa sob a forma de água sem sais, escorrendo para locais de recolha, como representado na figura 2.23 (Gaio, Susana Marques, 2016).

A destilação solar pode ser economicamente viável em produção de pequena escala, mas não é viável para produção em larga escala, onde são necessárias grandes áreas para coletar energia solar (Gaio, Susana Marques, 2016). No entanto, a primeira dessalinizadora usada para produzir água potável para abastecimento em grande escala foi construída no Chile e utilizava um destilador solar de grande capacidade (Santos, 2013).

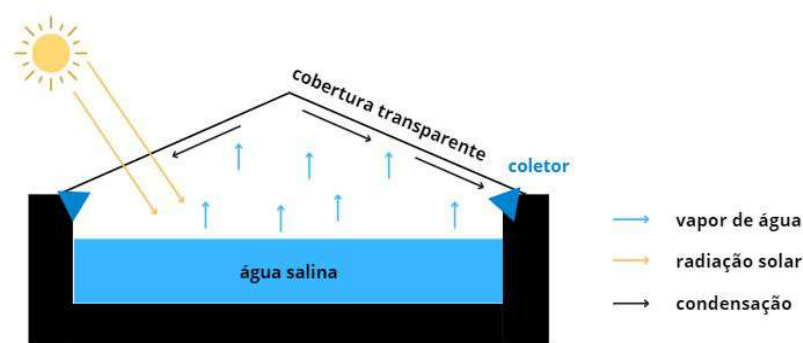


Figura 2.23: Esquema de destilação (Fonte: Adaptado de Gaio, Susana Marques, 2016)

MULTISTAGE FLASH DESTILLATION

O *Multistage Flash Distillation* (MSF) é o segundo mais utilizado mundialmente (17,6%) para produzir água pura a partir de água salgada, sendo particularmente utilizado na zona da costa nos Estados Unidos, Médio Oriente e Coreia (Curto *et al.*, 2021; Younos & Tulou, 2005). O processo começa numa fase mais fria (secção de rejeição de calor) e é depois necessário aquecer a água salina de entrada utilizando calor de uma fonte externa (Curto *et al.*, 2021; Santos, 2013). De seguida, é necessário que exista uma secção de recuperação de calor, com temperaturas intermédias, onde a energia térmica é recuperada para pré-aquecer a água de entrada e finalmente uma fase a temperaturas muito elevadas,

CAPÍTULO 2. A AUTOSSUFICIÊNCIA NAS CIDADES E DISPONIBILIDADE ATUAL DE ÁGUA

denominada secção de aquecedor de salmoura, representadas na figura 2.24 (Curto *et al.*, 2021; Santos, 2013). A água salina de entrada é inicialmente utilizada para arrefecer o condensador, depois vai aquecendo progressivamente, ao passar pelas diferentes etapas, dentro dos tubos estando sempre mais fria que o vapor que os rodeia (Curto *et al.*, 2021; Younos & Tulou, 2005). A diferença de temperatura entre a água dos tubos e o interior das câmaras faz condensar o vapor de água na câmara (Gaio, Susana Marques, 2016). Para começar o processo, a água salina, já pré-aquecida na secção de recuperação de calor, é novamente aquecida dentro do aquecedor de salmoura utilizando vapor de uma fonte externa (geralmente, proveniente de uma central elétrica), atingindo a temperatura máxima (Gaio, Susana Marques, 2016). Este vapor condensa fora dos tubos, podendo depois ser reutilizado na central elétrica (Curto *et al.*, 2021).

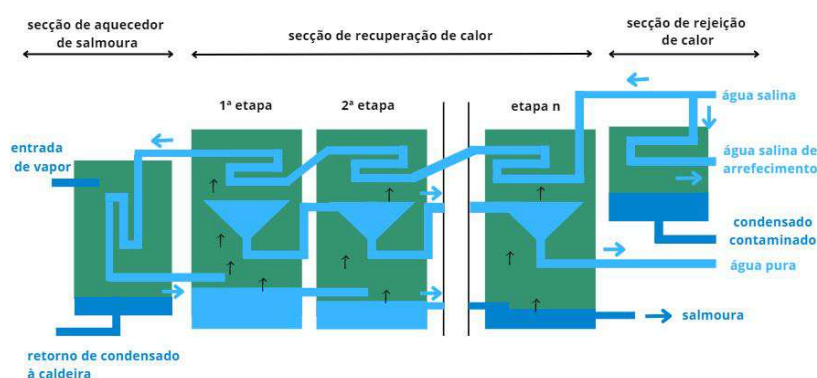


Figura 2.24: Esquema do processo de *Multistage flash distillation* (Fonte: Adaptado de Gaio, Susana Marques, 2016)

De seguida, a água salina flui novamente para a secção de recuperação de calor onde a temperatura e pressão são mais baixas (Santos, 2013). A diminuição de pressão brusca leva a que a água comece a ferver e se transforme em vapor muito rápido, sendo este processo denominado *flash* (Water&waste, 2021). O vapor produzido sobe novamente até aos tubos na parte superior da câmara, arrefece e condensa, sendo depois recolhido sob a forma de água destilada (Gaio, Susana Marques, 2016). Os tubos são arrefecidos pela própria água salina que alimenta o sistema, ocorrendo assim a recuperação de uma parte da energia térmica utilizada para a evaporação na primeira fase, no pré-aquecimento da água de entrada (Gaio, Susana Marques, 2016). A água destilada é conduzida para o exterior do processo atravessando novamente várias evaporadoras com pressões sempre inferiores à anterior antes de sair, pela fase de rejeição de calor novamente, permitindo que a água continue a evaporar sem nova adição de calor (Gaio, Susana Marques, 2016; Santos, 2013).

A salmoura é coletada na parte inferior de cada câmara, passando nas diferentes etapas até atingir a pressão atmosférica e valores de concentração de sais muito elevados (Curto *et al.*, 2021; Gaio, Susana Marques, 2016). De forma a aumentar o vácuo podem utilizar-se ejetores de vapor ou bombas de vácuo (Curto *et al.*, 2021).

A salmoura é coletada na parte inferior de cada câmara, passando nas diferentes etapas até atingir a pressão atmosférica e valores de concentração de sais muito elevados

(Curto *et al.*, 2021; Gaio, Susana Marques, 2016). A temperatura utilizada geralmente é entre 80° a 110° (Curto *et al.*, 2021; Water&waste, 2021). O aumento de temperatura de funcionamento pode aumentar a eficiência de funcionamento mas aumenta também o potencial de formação de incrustações e diminui o tempo de vida dos materiais pois promove a corrosão dos mesmos (Gaio, Susana Marques, 2016).

MULTI EFFECT DESTILLATION

Esta tecnologia é constituída por duas etapas, numa primeira etapa a água salina entra num evaporador e é pulverizada sobre tubos quentes aquecidos por uma fonte de calor externa (Gaio, Susana Marques, 2016). Devido ao choque térmico a água entra rapidamente em ebulição, evaporando. Ainda nesta etapa a água que não evaporou será recolhida na parte inferior da câmara. Na segunda etapa o vapor resultante da ebulição rápida será utilizado como fonte de calor para aquecer os tubos no interior do segundo evaporador (Gaio, Susana Marques, 2016). A água recolhida na parte inferior da câmara da primeira etapa é então novamente pulverizada sobre os tubos da segunda etapa ocorrendo novamente ebulição rápida de parte da água. *Multi effect Distillation* (MED) pode ter entre 2 a 6 evaporadores, sendo que a pressão vai diminuindo de evaporador em evaporador. O processo repete-se até atingir níveis de concentração de sais desejados (Gaio, Susana Marques, 2016). Por fim, o vapor obtido irá condensar sob a forma de água pura (Gaio, Susana Marques, 2016). Este processo encontra-se esquematizado na figura 2.25.

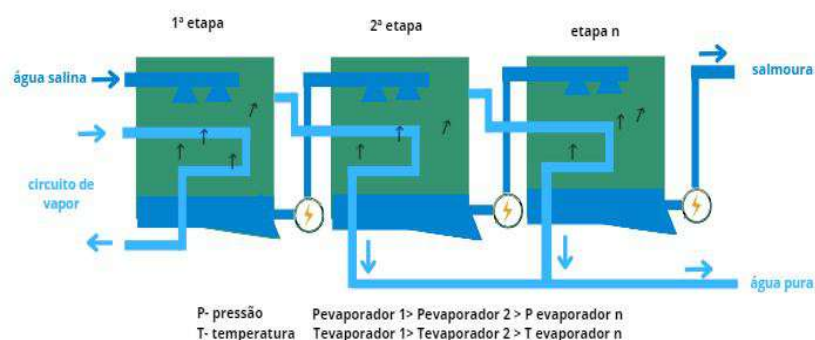


Figura 2.25: Esquema do processo de *Multi Effect distillation* (Fonte: Adaptado de Gaio, Susana Marques, 2016)

CONCLUSÕES DAS TECNOLOGIAS TÉRMICAS

Em resumo, as tecnologias térmicas de dessalinização ainda desempenham um papel crucial na obtenção de água potável a partir de fontes salinas. No entanto, vários fatores têm vindo a contribuir para a redução do uso destas tecnologias, nomeadamente o seu elevado consumo energético quando comparado com tecnologias de membrana, o impacto ambiental, uma vez que o aquecimento da água em processos térmicos pode prejudicar ecossistemas marinhos locais e finalmente os avanços na osmose inversa. Apesar disto, continuam a ser uma solução importante para atender às crescentes demandas por água potável em regiões áridas e costeiras em que outras opções não são viáveis.

2.5.3 Dessalinização e energia renováveis

A grande maioria dos processos de dessalinização requerem a utilização de energia. Recentemente, as quantidades de energia necessárias para a dessalinização da água têm vindo a diminuir substancialmente, continuando, no entanto, a exigir valores elevados de energia (Williams, 2022). Na tabela 2.1 estão expostos os consumos energéticos de algumas técnicas de dessalinização, quando aplicável os valores de energia térmica foram convertidos em energia elétrica. É também de acentuar que o custo de produção de água por dessalinização associada a fontes de energia renováveis está muito associado aos valores de produção dessa energia.

Tabela 2.1: Comparação de consumo elétrico entre oito tecnologias de dessalinização

Tecnologia	Consumo energético (kWh/m ³)	Fonte bibliográfica
MSF	19,58 - 27,25	Al-Karaghoul e Kazmerski, 2013
MED	14,45 - 21,35	Al-Karaghoul e Kazmerski, 2013
ORsalina	4,0 - 6,0	Al-Karaghoul e Kazmerski, 2013; Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
ORsalobra	1,5 - 2,5	Al-Karaghoul e Kazmerski, 2013; Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
ED	2,64 - 5,5	Al-Karaghoul e Kazmerski, 2013; Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
ED (baixo SDT)	0,7 - 2,5	Al-Karaghoul e Kazmerski, 2013
NF	≈ 1,94	Youcef <i>et al.</i> , 2022

O crescimento das energias renováveis tem sido uma tendência marcante tanto na Europa como em Portugal nas últimas décadas. Em resposta aos desafios das mudanças climáticas e à necessidade de reduzir as emissões de gases de efeito estufa, países europeus, incluindo Portugal, têm investido significativamente em fontes de energia limpa.

A União Europeia criou um conjunto de diretivas que visam promover a utilização de energia renováveis. A *Renewable Energy Directive 2009 (Directive 2009/28/EC)* promulgou uma meta geral de 20% de energia renovável no consumo total de energia até 2020 (Comissão, 2023). Este impulso em direção às energias renováveis tem transformado o cenário energético, impulsionando a adoção de tecnologias verdes.

Os dados da tabela 2.2 mostram que a maioria dos países, em 2019 já se aproximava deste objetivo. A melhoria mais significativa encontra-se no sector de geração de eletricidade, onde a percentagem de renováveis subiu de 19% para 32% entre 2009 e 2018 (Li, Raymond, Leung, Guy. C., 2021). Desde a implementação da *Renewable Energy Directive 2009 (Directive 2009/28/EC)* a participação de fontes de energia renováveis na União Europeia aumentou de 1,5% em 2010 para 21,8% em 2021 (Comissão, 2023).

A 9 de outubro de 2023, o Conselho Europeu criou a nova Diretiva Energias Renováveis, que cria uma meta de 42,5% de consumo global de energias renováveis, até 2030 (Conselho Europeu, 2023). Esta meta tem um complemento indicativo de 2,5% extra, que visa atingir os 45% (Comissão, 2023; Conselho Europeu, 2023).

Em Portugal a adoção de energias renováveis continua a aumentar. Na figura 2.26 está exposta a evolução de geração de energia em Portugal de acordo com o tipo de fonte. Em

agosto de 2023 a incorporação de energias renováveis na geração de eletricidade foi de 60,7% (APREN, 2023). Portugal reforça o seu compromisso com a sustentabilidade ao gerar energia renovável para suprir o consumo por 149 horas consecutivas, de 31 de outubro a 6 de novembro de 2023. (Portugal.gov.pt, 2023).

Tabela 2.2: Formas de energia utilizada em seis Países e na União Europeia, em 2019 (Fonte: Adaptado de Li, Raymond, Leung, Guy. C., 2021 e Observatório da Energia, 2021)

Fonte de energia	Gás natural (%)	Carvão (%)	Nuclear (%)	Renováveis (%)	outro (%)
Alemanha	14,86	27,98	12,26	35,59	8,33
Itália	44,55	10,45	0,0	23,82	21,17
Países Baixos	58,67	14,39	3,23	18,41	5,31
Polónia	9,02	74,37	0,0	14,09	2,52
Espanha	31,17	4,75	21,19	28,10	14,79
Portugal	23,6	5,6	0,0	26,7	42,1
União Europeia	19,23	17,49	23,25	20,95	19,07

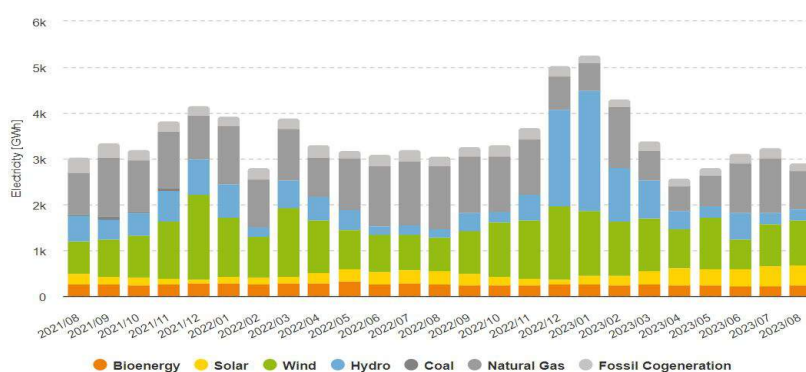


Figura 2.26: Distribuição da fonte de eletricidade desde agosto de 2021 a agosto de 2023 (Fonte: APREN, 2023)

Neste capítulo estão expostas três formas de conectar a produção de energia ao processo de dessalinização (lagoa solar, centrais de energia solar concentrada, coletores solares fotovoltaicos e energia eólica).

CENTRAIS DE ENERGIA SOLAR CONCENTRADA

A central de energia solar concentrada baseia-se na concentração de radiação solar e conversão da mesma em calor utilizado para gerar eletricidade (Gaio, Susana Marques, 2016). Podem usar-se diversos mecanismos mas o mais utilizado consiste na utilização de refletores que acompanham a posição do sol e o refletem para uma pequena área (Gaio, Susana Marques, 2016). O calor pode depois ser transformado em energia elétrica (Gaio, Susana Marques, 2016). De acordo com Al-Karaghoul et al (2013), alguns estudos mostram que a utilização deste método com osmose inversa é mais eficiente do que com *Multi effect distillation* (Al-Karaghoul & Kazmerski, 2013). Esta tecnologia em colaboração com a dessalinização ainda está numa fase experimental (Al-Karaghoul & Kazmerski, 2013).

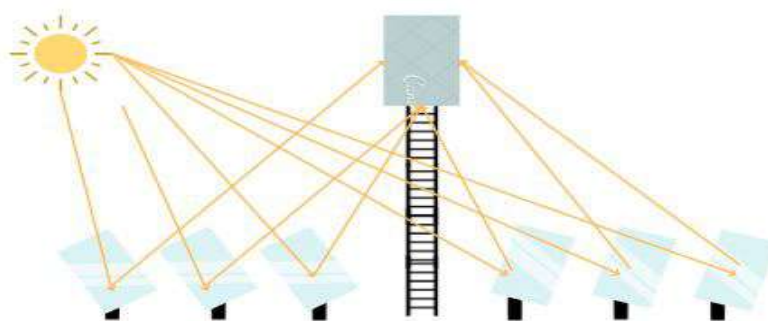


Figura 2.27: Exemplo de uma central de energia solar concentrada (Fonte: Adaptado de Ghaffour *et al.*, 2015)

COLETOR SOLAR FOTOVOLTAICO

As células fotovoltaicas produzem eletricidade através da radiação solar. Este sistema tem um tempo de vida na ordem dos 20 a 30 anos (Gaio, Susana Marques, 2016). A colaboração de um coletor solar fotovoltaico com um sistema de osmose inversa é um dos métodos mais promissores de utilização de energia renovável como fonte energética do processo de dessalinização de pequena escala. No entanto, para o sistema funcionar é necessário utilizar baterias para o sistema funcionar 24h/dia fazendo com que os custos de produção de água sejam elevados (Gaio, Susana Marques, 2016). Esta tecnologia é bastante utilizada em áreas rurais em pequena escala (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013).

ENERGIA EÓLICA

Na dessalinização esta é a fonte energética renovável mais usada após a solar. A energia eólica consiste na transformação da energia cinética contida no vento em energia mecânica que vai ser convertida em energia elétrica, através da utilização de moinhos eólicos (Gaio, Susana Marques, 2016). Estes moinhos eólicos são preferencialmente instalados em locais ventosos em regime preferencialmente constante (Gaio, Susana Marques, 2016). Os aerogeradores podem ser conectados à rede ou diretamente ao sistema de dessalinização sendo que, neste caso, o processo de dessalinização vai ser afetado por interrupções e alterações de potência. Para prevenir estas interrupções é necessário existirem sistemas de apoio como baterias, tanques de água ou geradores (Gaio, Susana Marques, 2016). Um grande número de dessalinizadoras em colaboração com energia eólica tem sido testado no mundo inteiro (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013).

Idealmente, a percentagem de energias renováveis utilizadas na rede pública continuará a aumentar. Se esta previsão se concretizar e se continuarem a ser implementadas diretivas que estabeleçam metas superiores de utilização de energias renováveis como fonte energética, não será necessário conectar a produção energética ao processo de dessalinização. A utilização de energias renováveis como fonte energética continuará a ser uma opção particularmente promissora em zonas remotas onde não existe conexão com a rede pública e quando a escassez de água é severa (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013).

2.5.4 Impactos e formas de mitigação

Apesar das inúmeras vantagens e benefícios, a indústria da dessalinização tem algumas desvantagens. É ainda considerada dispendiosa quando comparada com fontes de água convencionais, devido sobretudo às grandes quantidades de energia necessária durante o processo de dessalinização (Gaio, Susana Marques, 2016). Tem ainda impactos associados à energia e emissão de carbono, se a fonte de energia for de base fóssil, bem como impactos associados à captação de água e à produção de resíduos (salmoura) (Santos, 2013; Williams, 2022). Estes impactos estão associados não só à fase de construção, mas também à fase de operação, sobretudo a longo prazo (Santos, 2013).

Relativamente à quantidade de energia necessária à produção, estima-se que para produzir $1,0 \text{ m}^3$ de água seja necessário entre $0,7 \text{ kWh/m}^3$ (para Eletrodiálise com baixo teor de SDT) a $27,25 \text{ kWh/m}^3$ (com *Multistage flash distillation* (Al-Karaghoul & Kazmerski, 2013), como mostrado na tabela 2.1. A quantidade de carvão necessário para produzir $1,0 \text{ kWh}$ é $353,8 \text{ g}$, estimando-se que se utilize entre $1061,4$ e $1592,1 \text{ g/m}^3$ de carvão (Santos, 2013). A quantidade de óleo bruto necessária para produzir 1 kWh é de aproximadamente $234,9 \text{ g/kWh}$, ou seja, entre $704,7$ e $1057,5 \text{ g/m}^3$ (Santos, 2013).

Este aspeto levanta questões relacionadas com a sustentabilidade, justiça ambiental e a mudança de escassez do setor da água para o setor energético (Williams, 2022). Contudo, estes impactos podem ser minimizados, por exemplo, através da utilização de energias renováveis expostas no capítulo anterior, pelo aumento da eficiência dos processos e pela introdução de novas tecnologias com menor emissão de GEE (Santos, 2013).

Os impactos relacionados com a captação de água, estão associados a captações de grandes volumes que possam levar à destruição de habitats e à mortalidade da vida marinha, nomeadamente animais de maiores dimensões, como peixes, durante o processo de sucção, e de organismos de dimensões inferiores à das grelhas de entrada de água (como microorganismos e *larvae*), durante o arrastamento/processamento da água (Santos, 2013; Williams, 2022). Estes impactos podem ser minimizados através da introdução de medidas como a incorporação de barreiras físicas, sistemas de desvio e barreiras comportamentais, bombas de rotação variável, instalação dos tubos de captação superficial fora de zonas de elevada biodiversidade, uso de *fine screens* e utilização de captações de baixa velocidade (Santos, 2013; Williams, 2022). Finalmente, estes impactos são superiores em sistemas de captação em aberto. Assim, captações submersas com galerias de infiltração e poços horizontais inclinados e verticais que utilizem a areia como filtro, para além de reduzirem o arrastamento de organismos, podem também reduzir a utilização de produtos químicos no pré-tratamento (Santos, 2013). Relativamente ao custo, Santos(2013) declara que os poços de captação submersa são a melhor solução em termos de custos, realça ainda que estes são limitados a volumes máximos de $5700 \text{ m}^3/\text{dia}$, só podendo por isto serem utilizados em centrais de pequena escala. Por outro lado, Williams(2022) afirma que o uso de *fine screens*, captações de baixa velocidade e submersas, apesar de minimizarem os impactos, aumentam os custos de dessalinização.

No que diz respeito à produção de resíduos, os principais impactos estão associados à descarga de grandes volumes de água com salmoura no meio ambiente, tendo esta sido a maior preocupação nos anos 90 e no início de 2000 (Williams, 2022).

Para que a salmoura possa ser depositada no meio ambiente devem ser considerados vários aspetos, designadamente a quantidade de SDT, a temperatura e a densidade (Santos, 2013). Geralmente a salmoura contém 10% de sal e uma densidade inferior à da água de alimentação em tecnologias térmicas, enquanto tecnologias de membrana têm o dobro da concentração inicial de sal e uma densidade superior à da água de alimentação (Santos, 2013). A salmoura pode também conter substâncias como chumbo, manganês e iodo. Pode ainda conter produtos químicos, tais como nitratos, provenientes da agricultura ou das áreas urbanas, ou outros produtos utilizados durante o pré-tratamento ou noutra etapa no decorrer do processo de dessalinização (Santos, 2013). Finalmente, pode ainda conter organismos mortos, resultantes do processo de captação de água referidos anteriormente, cuja decomposição pode conduzir a uma redução do teor de oxigénio da água perto do ponto de descarga (Santos, 2013).

A temperatura só é relevante em tecnologias térmicas, visto que a salmoura depositada no mar a temperaturas elevadas aumenta a temperatura da água próxima do ponto de descarga. Por exemplo, nos países do Golfo Pérsico, a salmoura aumenta a temperatura do mar entre 7°C a 8°C, alterando as condições ambientais naturais prévias, influenciando a fauna e flora da área (Santos, 2013).

A densidade dos efluentes no caso de tecnologias de membrana é superior à da água do mar, depositando-se no fundo e ao longo da linha da costa e caso sejam dissipadas irão afetar comunidades da fauna marinha (Santos, 2013). Nas tecnologias térmicas os efluentes geralmente flutuam afetando organismos mais à superfície, sendo os seus efeitos e a sua extensão dependentes de fatores hidrogeológicos e meteorológicos da área (Santos, 2013).

Recentemente, têm-se vindo a procurar formas de mitigar os impactos da produção de resíduos, como por exemplo a utilização de dispersores. No entanto, a dissipação da salmoura irá afetar a comunidade marinha, como referido anteriormente (Williams, 2022). Assim, esta questão continua a ser relevante no que concerne ao impacto ambiental da implementação de estações de dessalinização, sendo necessário continuar a estudar e melhorar as estratégias para eliminar a salmoura sem afetar os sistemas ecológicos.

METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE SOLUÇÕES DE DESSALINIZAÇÃO NO CONCELHO DE CASCAIS

A presente dissertação tem como objetivo a avaliação de custo da implementação de uma central de dessalinização no Concelho de Cascais. Na secção 3.1 deste capítulo apresenta-se a justificação da tecnologia de dessalinização selecionada para análise. Na secção 3.2 abordam-se o conjunto dos cenários criados. Na secção 3.3 apresentam-se os indicadores de análise. Na secção 3.4 encontra-se a abordagem à metodologia utilizada nas entrevistas realizadas. Por último, na secção 3.5, encontra-se um enquadramento do concelho de Cascais, no contexto desta dissertação.

3.1 Seleção da tecnologia de dessalinização- osmose inversa

As tecnologias de membrana têm vindo a ser de cada vez mais utilizadas devido à diminuição do seu consumo de energia e à sua flexibilidade de capacidade (Darre & Toor, 2018). osmose inversa (OI) é o processo mais utilizado mundialmente (61%) seguido de *Mutistage flash* (MSF) (26%) e *Multi effect distillation* (MED) (8%) (Darre & Toor, 2018). Alguns dos fatores que mais influenciam o sucesso da dessalinização são a sua localização, eficiência de recuperação e produção e eliminação de salmoura (Darre & Toor, 2018). Na tabela 3.1 são apresentadas algumas especificidades dos dois processos de membrana e dos dois processos térmicos mais utilizados mundialmente, demonstrando que, em termos energéticos, a osmose inversa é a tecnologia mais eficiente.

A Eletrodialise necessita de um pré-tratamento simplificado e não necessita de anti-crustantes, para além disso opera em baixa pressão, tornando-o um processo mais barato (Brizola, 2022). No entanto a sua instalação ocupa grandes áreas, tem rejeição de sais limitada e não é eficaz na remoção de microorganismos e outros contaminantes antropogénicos (Brizola, 2022).

A osmose inversa tem elevadas quantidades de SDT (Sólidos Dissolvidos Totais) quando comparada com as tecnologias térmicas. No entanto, as membranas utilizadas em

CAPÍTULO 3. METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE SOLUÇÕES DE DESSALINIZAÇÃO NO CONCELHO DE CASCAIS

osmose inversa continuam a evoluir, requerendo cada vez menos energia, com maiores tempos de vida e com custos cada vez mais reduzidos (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013). Consequentemente, a osmose inversa continua a ser o processo mais económico (Al-Karaghoulí & Kazmerski, 2013). Saleh & Mezher, 2021 ((Saleh & Mezher, 2021)) analisou o custo real de várias centrais de dessalinização, cujo a gama de resultados está exposta na tabela 3.2. Saleh & Mezher, 2021 afirma também que para uma central com uma capacidade de $190.000 \text{ m}^3/\text{dia}$ a quantidade de funcionários necessária para operar no processo de OI são 20 pessoas enquanto que para MED e MSF são necessários 28 trabalhadores (Saleh & Mezher, 2021).

Tabela 3.1: Comparação de parâmetros técnicos relativos a quatro métodos de dessalinização (Fonte: Adaptado de Al-Karaghoulí e Kazmerski, 2013).

Comparações	MSF	MED	OR	ED
Tamanho típico da central (m^3/dia)	50000-70000	5000-15000	até 128000	2-145000
Consumo de energia elétrica (kWh/m^3)	2,5 - 5	2 - 2,5	4 - 6	2,6 - 5,5
Consumo de energia térmica (MJ/m^3)	190 - 282	145 - 230	—	—
Energia elétrica equivalente a energia térmica (kWh/m^3)	15,83 - 23,5	12,2 - 19,1	—	—
Consumo total de eletricidade (kWh/m^3)	19,58 - 27,25	14,45 - 21,35	4 - 6	2,64 - 5,5; 0,7 - 2,5 com baixo STD
Qualidade de água produzida (ppm)	≈ 10	≈ 10	400 - 500	150 - 500

Tabela 3.2: Custo de dessalinização por MSF, MED e OR (Fonte: Adaptado de Saleh e Mezher, 2021).

	MSF	MED	OR
Custo ($\text{€}/\text{m}^3$)	1,47 a 2,05	1,02 a 1,40	0,62 a 2,50

Na tecnologia de osmose inversa, os fatores mais significativos são a quantidade de eletricidade necessária e os custos de investimento (Darre & Toor, 2018). Esta tecnologia tem vindo a evoluir, tendo a taxa de recuperação de água pura através de água salgada aumentado de 25% em 1980, para 45% em 2016 (Darre & Toor, 2018). O desenvolvimento contínuo da osmose inversa e das membranas de dessalinização tornou este método mais eficiente e menos dispendioso em termos energéticos, tornando-o uma escolha atraente para muitos projetos de dessalinização, sendo também facilmente adaptável a uma variedade de tamanhos e condições geográficas, tornando a sua implantação mais acessível. Por estes fatores, o processo de osmose inversa foi selecionado para análise nos próximos capítulos.

3.2 Cenários de dessalinização

De forma a estudar o potencial de implementação da dessalinização com foco em indicadores de custo foram criados um conjunto de cenários que permitem variar vários fatores. Na presente dissertação os fatores testados foram: capacidade de tratamento, custo de energia, quantidade de energia necessária, tempo de vida e custo de terreno.

Foram analisados um total de 72 cenários, dos quais 24 são relativos a dessalinização a pequena escala e 48 a dessalinização a grande escala. Os vários cenários são referentes ao processo de osmose inversa, devido aos argumentos apresentados no capítulo 3.1 desta dissertação.

Os cenários de pequena escala incluem variáveis relativas ao custo de energia, ao tempo de vida da central de dessalinização e ao custo de investimento. Os cenários de grande escala as variáveis utilizadas foram as mesmas que nos cenários de pequena escala, acrescentando apenas os valores de quantidade de energia necessária para o processo de dessalinização. A tabela 3.3 ilustra a caracterização destes cenários. A análise dos cenários permite avaliar as condições que determinam o custo final da água produzida.

Tabela 3.3: Variáveis consideradas nos 72 cenários

Capacidade	tempo de vida	inclusão de terreno no investimento	quantidade de energia necessária	custo da eletricidade
pequena escala ($\leq 10.000 m^3/\text{dia}$)	15 anos	sim	3,1 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		não	3,1 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
	20 anos	sim	3,1 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		não	3,1 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
grande escala ($>10.000 m^3/\text{dia}$)	15 anos	sim	3 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		sim	4,5 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		não	3 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		não	4,5 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
	20 anos	sim	3 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		sim	4,5 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		não	3 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6
		não	4,5 kWh/ m^3	ELC1, ELC2, ELC3, ELC4, ELC5, ELC6

Os custos associados à dessalinização podem dividir-se em três categorias: custos de investimento, custos de Operação e Manutenção (O&M) e custos energéticos. Nos custos de investimento estão integrados: o custos de materiais, o custos de construção e o custo de compra de terreno. Nos vários cenários de pequena e grande escala analisados foram contabilizados sempre os mesmos custos de O&M. O custo de terreno utilizado tem uma elevada incerteza, uma vez que foi retirado de uma plataforma de venda de imobiliário (Idealista, 2023).

Também a área ocupada pela central apresenta uma elevada incerteza, visto este parâmetro depender do *design*, capacidade, espaços e possíveis sistemas partilhados (Janowitz *et al.*, 2022). Na tabela 3.4 apresentam-se valores retirados de literatura e aproximações de área estimadas através de imagem satélite.

Janowitz, et al (2022) afirma que centrais convencionais de osmose inversa têm uma área específica de $0,16$ a $0,2 m^2/(m^3/d)$, dependendo na capacidade da planta (Janowitz *et al.*, 2022). Para efeito de análise dos cenários, o valor utilizado como área foi $0,2 m^2/(m^3/d)$. Nos custos de O&M estão incluídos: o custo de mão de obra, o custo de gestão, o custo de matéria-prima e custo dos materiais. Os custos energéticos estão associados ao consumo energético do processo e ao custo da energia. Os valores utilizados nos custos estão associados a energia solar, no caso do ELC3 e ELC5, a energia eólica, nos cenários ELC4 e

CAPÍTULO 3. METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE SOLUÇÕES DE DESSALINIZAÇÃO NO CONCELHO DE CASCAIS

ELC6, ao custo da energia no mercado ibérico a 23 de junho de 2023, em ELC2 e ao preço vendido pela EDP, correspondendo ao ELC1. O ELC1 terá um erro associado, uma vez que se está a comparar um preço com custos, no entanto, para efeitos de comparação, foi utilizado como um cenário pessimista.

Tabela 3.4: Área ocupada por centrais de dessalinização para diversas capacidades

Capacidade (m^3 / dia)	Área (m^2)	Referências
5 000	10 000	Ihsanullah et al, 2021 (Ihsanullah <i>et al.</i> , 2021)
6 500	4 200	Earth, 2023 (earth, 2023b)
10 000	10 000	Sadhwani, 2005 (Sadhwani <i>et al.</i> , 2005)
14 000	1 144	Leon, 2021 (Leon <i>et al.</i> , 2021)
65 000	22 000	Earth, 2023 (Construcciones Alpi S.A., 2023)
100 000	32 200	Earth, 2023 (earth, 2023a)
136 000	31 400	Earth, 2023 (earth, 2023d)
200 000	40 500	Earth, 2023 (earth, 2023c)
400 000	134 000	Kettani et al, 2020 (Kettani & Bandelier, 2020)
480 000	100 300	Sorek, 2021 (Sorek, 2021)

A escolha do local para a instalação é determinante, sobretudo no que se refere às condições de captação, transporte e elevação da água, bem como em relação à presença de correntes marítimas. As centrais de dessalinização devem ser construídas em locais adequados de modo a minimizar custos adicionais como o transporte e/ou a elevação da água. Há ainda a ter em conta o custo com a eventual expropriação de terrenos, sobretudo quando está implicado o transporte de água a grandes distâncias, ou quando é necessário atravessar terrenos com elevado valor comercial ou ambiental, por exemplo, zonas junto à costa destinadas ao turismo e reservas (Ghaffour *et al.*, 2013).

Para além da escolha do local, e da tecnologia a usar, há vários outros fatores relevantes no que diz respeito aos custos associados à instalação, gestão e manutenção de uma dessalinizadora. Esses fatores devem ser considerados quando se trata de instalar a dessalinizadora mais apropriada a uma determinada região (Zhou & Tol, 2005). Na figura 3.1 apresenta-se uma aproximação da distribuição dos custos associado à osmose inversa por setor. De um modo geral, quanto maior for a capacidade da instalação, menor é o custo de investimento e o custo total de água produzida por metro cúbico. Porém, por questões políticas e ambientais tem-se vindo a limitar a implementação de megaprojetos (Ghaffour *et al.*, 2013).

Nos vários cenários não foram contabilizados os custos de tratamento, de transporte e de captação. No entanto, estima-se que estes valores possam variar de $0,028\text{€}/m^3$ a $0,047\text{€}/m^3$ para pré-tratamento e de $0,019\text{€}/m^3$ a $0,0093\text{€}/m^3$ para pós-tratamento (Brodersen *et al.*, 2022; Mohammadi *et al.*, 2020). Os valores do custo de transporte de água da dessalinizadora para a rede rondam os $0,074\text{€}/m^3$ (Mohammadi *et al.*, 2020). Os custos de captação, como referido anteriormente, podem ter valores bastante distintos dependendo do tipo de captação (se for a céu aberto ou submersa, do *design* e modo de operação da mesma) podendo os valores variar desde $0,12\text{€}/m^3$ por exemplo, para uma captação a céu aberto, até $0,73\text{€}/m^3$ para captações *offshore* (Watereuse, 2011).

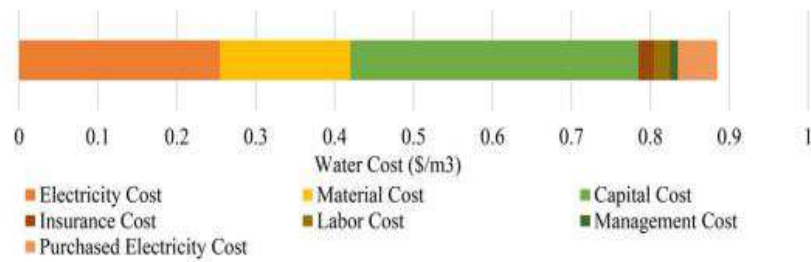


Figura 3.1: Distribuição em percentagem dos custos associados ao processo de osmose inversa (Fonte: Mohammadi *et al.*, 2020)

De salientar também que o sistema de osmose inversa é responsável pelo consumo de 66% a 71% da energia total usada na central, sendo o consumo energético do pré-tratamento de aproximadamente 10,8%, o bombeamento de captação de água de 5,3%, a distribuição de água 5% e o armazenamento, manutenção e remoção de salmoura 7,6% (Feria-Díaz *et al.*, 2021; Mohammadi *et al.*, 2020).

As tabelas 3.5 e 3.6 apresentam os valores usados nas constantes e variáveis para instalações de pequena escala e as tabelas 3.7 e 3.8 para as de grande escala.

Tabela 3.5: Constantes utilizadas nos cenários de centrais de pequena escala e respectivos valores e referência

Constantes de pequena escala	Valor	Referência
Capacidade (m^3 /dia)	1 452	Daniel, 2022
Tempo de funcionamento (h)	22	Daniel, 2022
Energia necessária (kWh/m^3)	3,1	Daniel, 2022
Custo de mão de obra ($€/m^3$)	0,018	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo de gestão ($€/m^3$)	0,0092	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo de matéria prima ($€/m^3$)	0,023	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo dos materiais ($€/m^3$)	0,16	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo do terreno ($€/m^2$)	4.601	Idealista, 2023
Área (m^2)	2 972,9	Daniel, 2022
Fator de desconto(%)	0,5	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Taxa de recuperação(%)	50	Daniel, 2022

CAPÍTULO 3. METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE SOLUÇÕES DE DESSALINIZAÇÃO NO CONCELHO DE CASCAIS

Tabela 3.6: Variáveis usadas nos cenários de centrais de pequena escala e respetivos valores e referência

Variáveis de pequena escala	Valor	Referência
Preço ELC1 (€/kWh)	0,15	EDP, 2023 (EDP, 2023)
Custo ELC2 (€/kWh)	0,1	OMIE, 2023
Custo ELC3 (€/kWh)	0,039	Projecto LCOE FER_EAPREN, 2022
Custo ELC4 (€/kWh)	0,042	Projecto LCOE FER_EAPREN, 2022
Custo ELC5 (€/kWh)	0,031	Projecto LCOE FER_EAPREN, 2022
Custo ELC6 (€/kWh)	0,037	Projecto LCOE FER_EAPREN, 2022
Custo de investimento sem terreno (€)	1,1 M	Daniel, 2022
Custo de investimento com terreno (€)	2,4M	—
Tempo de vida útil 1 (anos)	20	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Tempo de vida útil 2 (anos)	15	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020

Tabela 3.7: Constantes utilizadas nos cenários de centrais de grande escala e respetivos valores e referência

Constantes de grande escala	Valor	Referência
Capacidade (m^3 /dia)	100 000	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Tempo de funcionamento (h)	22	Daniel, 2022
Custo de mão de obra (€/m ³)	0,018	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo de gestão (€/m ³)	0,0092	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo de matéria prima (€/m ³)	0,023	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo dos materiais (€/m ³)	0,16	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo do terreno (€/m ²)	4 601	Idealista, 2023
Área (m ²)	20 000	Janowitz <i>et al.</i> , 2022
Fator de desconto(%)	5	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Taxa de recuperação(%)	42	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020

Tabela 3.8: Variáveis utilizadas nos cenários de centrais grande escala e respetivos valores e referência

Variáveis de grande escala	Valor	Referência
Energia necessária 1(kWh/m ³)	3	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Energia necessária 2(kWh/m ³)	4,5	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Preço ELC1 (€/kWh)	0,15	EDP, 2023
Custo ELC2 (€/kWh)	0,1	OMIE, 2023
Custo ELC3 (€/kWh)	0,039	Projecto LCOE FER_E APREN, 2022
Custo ELC4 (€/kWh)	0,042	Projecto LCOE FER_E APREN, 2022
Custo ELC5 (€/kWh)	0,031	Projecto LCOE FER_E APREN, 2022
Custo ELC6 (€/kWh)	0,037	Projecto LCOE FER_E APREN, 2022
Custo de investimento sem terreno(€)	110,2M	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Custo de investimento com terreno(€)	202,2M	—
Tempo de vida útil 1 (anos)	20	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020
Tempo de vida útil 2 (anos)	15	Mohammadi <i>et al.</i> , 2020

3.3 Indicadores de análise

Com o objetivo de analisar o potencial de custo e viabilidade económica da dessalinização por osmose inversa foram utilizados três indicadores para comparar os diferentes cenários de dessalinização propostos (*Levelized Cost of water* (LCOW), *payback time* e *Present Value* (NPV)). O LCOW é visto como uma ferramenta de operação, com alguma significância no planeamento do projeto (Mohammadi *et al.*, 2020). Foi escolhido por ser um indicador simples, que utiliza os dados mais relevantes de um projeto e os traduz num custo para a água produzida e por ser muitas vezes utilizado para comparar sistemas de dessalinização ao nível mundial. No entanto, tem algumas limitações como o facto de não contabilizar riscos, ignorar algumas externalidades (benefícios ambientais) e variabilidades regionais.

O VALOR PRESENTE LÍQUIDO (*Net Present value*) (NPV) é considerado uma ferramenta de planeamento, sendo maioritariamente um indicador de longo termo (Mohammadi *et al.*, 2020). Considera o valor temporal do dinheiro e fornece um valor monetário simples de interpretar e de comparar com outros projetos. Por outro lado, depende muito de estimativas e projeções a longo prazo, não considera a dimensão do projeto e também não considera métricas não financeiras.

O PERÍODO DE PAYBACK é mais simples que o NPV e calcula quanto tempo vai demorar a recuperação do investimento. No entanto, não contabiliza o *time value* do dinheiro, pelo que para períodos longos este indicador torna-se impreciso. Este indicador torna-se relevante em cenários de instabilidade económica, política e social.

São utilizados os três indicadores de modo a minimizar as limitações de cada um utilizado individualmente. Para diminuir as limitações são ainda introduzidas informações extra de contextualização do projeto, tais como o contexto demográfico em que este se insere, valores padrão de transporte, tratamento, entre outros.

O CUSTO NIVELADO DA ÁGUA (*Levelized cost of water*) (LCOW)) quantifica o custo médio de produção de água dessalinizada (€/m³) ao longo do tempo de vida da central e é calculado através da divisão do custo total médio de construção e operação de um sistema de dessalinização pelo total de água produzido, de acordo com a fórmula 3.1 (Mohammadi *et al.*, 2020) (Gunawan *et al.*, 2019).

$$LCOW = \frac{(CRF * C_{inv}) + C_{\&om} + C_e}{A_p}, \quad (3.1)$$

em que Custo de Investimento (C_{inv}) (€), significa custo de investimento, Custo de operação e manutenção ($C_{\&om}$) (€) significa custo de operação e manutenção anual, Custo energético (C_e) (€) significa custo energético anual, Água produzida (A_p)(m³/ano) significa quantidade de água produzida num ano, Fator de retorno de capital (CRF) corresponde ao fator de retorno de capital e é calculado através da fórmula 3.2 (Gunawan *et al.*, 2019).

$$CRF = \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}, \quad (3.2)$$

em que r significa fator de desconto (%) e n (anos) significa tempo de vida útil. Para calcular o tempo de *payback* (anos) foi utilizada a fórmula 3.3.

$$Paybacktime = \frac{C_{inv}}{LCOW * Ap * Tc}, \quad (3.3)$$

em que: $LCOW$ (€/m³) significa *levelized cost of water*, Ap (m³/ano) significa quantidade de água produzida num ano e Taxa de comercialização (Tc) (%) significa a taxa de comercialização sobre o valor de $LCOW$.

NPV (*Net Present Value*) é utilizado para averiguar se um investimento é rentável a longo prazo. Para calcular o NPV foi utilizada a fórmula 3.4 (Mohammadi *et al.*, 2020).

$$NPV = -C_{inv} + \frac{LCOW * Ap * n * Tc}{(1+r)^n}, \quad (3.4)$$

em que: C_{inv} (€), significa custo de investimento, $LCOW$ (€/m³) significa *levelized cost of water*, Ap (m³/ano) significa quantidade de água produzida num ano, em que r significa fator de desconto (%), n (anos) significa tempo de vida útil e Tc (%) significa taxa de comercialização.

3.4 Entrevistas

Foi realizado um conjunto de entrevistas com diversas entidades e peritos, considerados significativos no âmbito do presente trabalho, designadamente entidades com intervenção no domínio da promoção da sustentabilidade no Concelho de Cascais, peritos e técnicos especializados no tema. A realização das entrevistas tiveram como objetivo:

- i Recolher informação sobre o problema da escassez de água a nível local;
- ii Perceber as perspetivas sobre a autossuficiência no domínio da água;
- iii Identificar o conhecimento e a eventual disponibilidade para adoção de práticas de dessalinização;
- iv Obter dados específicos sobre o processo de dessalinização, incluindo custos-benefícios.

As entrevistas foram do tipo semi diretiva, com finalidades exploratórias e tendo em vista a obtenção de informação precisa sobre o tema em apreço. Todas as entrevistas foram *online* e tiveram uma duração estimada de uma hora. Na tabela 3.9 lista-se as entidades entrevistadas e respetivos peritos, tendo em conta a sua importância no contexto desta dissertação.

Tabela 3.9: Entidades/peritos e respetiva relevância no contexto desta dissertação.

Entidades/peritos	Relevância para o tópico	Data
ZERO (Prof. Francisco Ferreira)	Associação de âmbito nacional sem fins lucrativos que visa tornar a sustentabilidade no elemento estruturante das políticas públicas.	4 de julho
Prof. Rodrigo Proença de Oliveira	Especialista em questões de Hidráulica e Recursos Hídricos e Ambientais	11 de julho
Câmara Municipal de Cascais (Eng. João Diniz)	Administração local do Município caso de ; estudo: Cascais; Diretor de Ação Climática;	30 de junho
Águas de Portugal (Eng. José Manuel Sardinha)	Presidente do Conselho de Administração da Empresa de Portuguesa de Águas Livres (EPAL) e Vice Presidente das Águas de Portugal-SGPS,S.A	15 de setembro

3.5 Caso de estudo: Concelho de Cascais

GEOENQUADRAMENTO

Cascais localiza-se no extremo sul-ocidental de Lisboa (figura 3.2). O concelho tem uma área aproximada de $97,4\text{km}^2$ e está dividido em quatro freguesias (Alcabideche, Carcavelos e Parede, Cascais e Estoril e São Domingos de Rana). Cerca de 24 km do perímetro de Cascais (47 km total) desenvolve-se em orla marítima. São Domingos de Rana é a única freguesia que não confina com o mar (Taborda *et al.*, 2010).

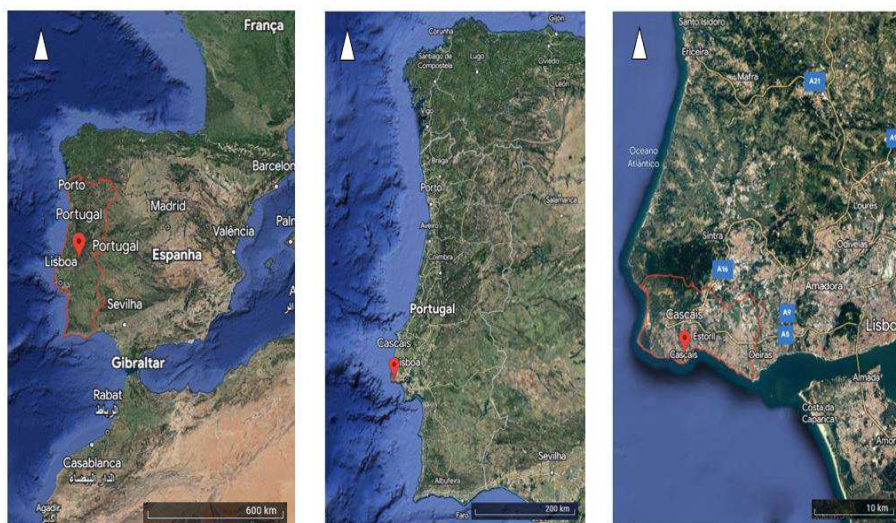


Figura 3.2: Geoenquadramento do Concelho de Cascais (Fonte: Earth, 2023)

CLIMA

O clima em Cascais é temperado mediterrânico (verões quentes e secos e invernos chuvosos e frios) (Monteiro & Carneiro, 2019). As temperaturas médias mensais entre 2013 e 2017, variaram entre 10°C e 15°C nos invernos e no verão entre 15°C e 23°C (Monteiro & Carneiro, 2019). Em maio de 2023 o Concelho de Cascais teve uma anomalia na ordem dos $2\text{-}3^{\circ}\text{C}$, apresentado na figura 3.3 (IPMA, 2023b). Quanto à precipitação, em maio de 2023 registou-se um total 34.8 mm em Portugal, que corresponde a 49% do valor normal (IPMA, 2023b). De acordo com a figura 3.4 em Cascais os valores estão entre 10 e 20 mm e verifica-se que a percentagem de precipitação na área de estudo está entre os 20 e os 50%.

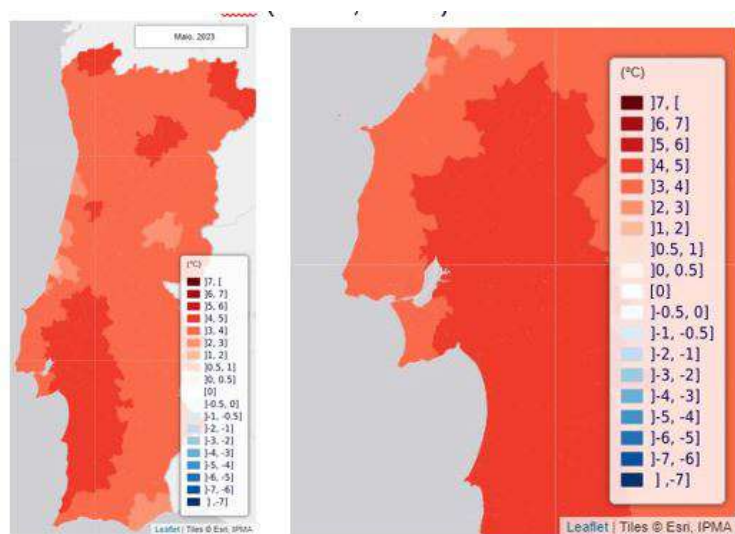


Figura 3.3: Anomalia de temperatura em Portugal à esquerda e anomalia de temperatura em Cascais à direita a maio de 2023 (Fonte: IPMA, 2023b)

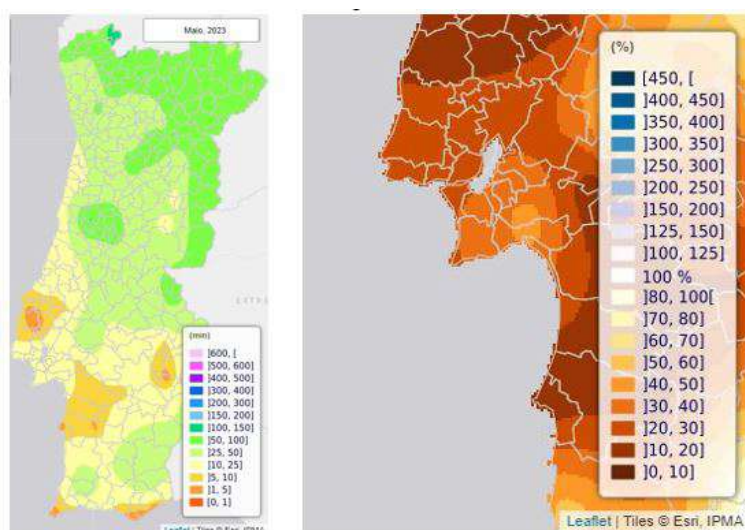


Figura 3.4: Distribuição da precipitação em Portugal (em mm) à esquerda e distribuição da precipitação em Cascais (%) à direita, a maio de 2023 (Fonte: IPMA, 2023b)

EVOLUÇÃO DEMOGRÁFICA

A população residente em 2021 é de 214158 habitantes, com um total de 110681 alojamentos e uma densidade populacional de 2199. A União de Freguesias de Cascais e Estoril apresenta o maior número de habitantes do Concelho de Cascais (DataCascais, 2023).

Em termos demográficos, é de destacar o forte crescimento da população residente no Concelho de Cascais que se verificou na primeira década do século XXI, de acordo com os resultados dos Censos 2011 do Instituto Nacional Estatística (INE), nos quais se observa um aumento, só naquela década, de 20% (Águas de Cascais, 2021).

Através da figura 3.5 podemos aferir que o número de habitantes no Concelho tem também vindo a aumentar desde 2001.

Tabela 3.10: Evolução demográfica no Concelho de Cascais (Adaptado de DataCascais, 2023.)

Ano	População residente	Alojamentos	Densidade populacional
2001	170.683	89.975	1.756
2011	206.479	109.171	2.120
2016	210.889	—	—
2021	214158	110.681	2.199

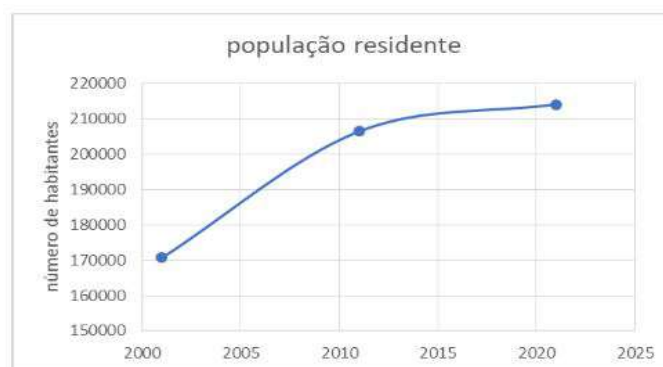


Figura 3.5: Aumento populacional estimado no Concelho de Cascais

DISPONIBILIDADE DE ÁGUA EM CASCAIS

A água que entra no sistema tem três origens. A maioria é adquirida ao sistema adutor da EPAL (cerca de 87,2%), cerca de 12,5% é de captações próprias, ou seja, água captada e tratada no Concelho pela entidade gestora Águas de Cascais e a restante é água adquirida aos Serviços Municipalizados de Água e Saneamento (SMAS) de Sintra (cerca de 0,3%) (Águas de Cascais, 2021; Monteiro & Carneiro, 2019).

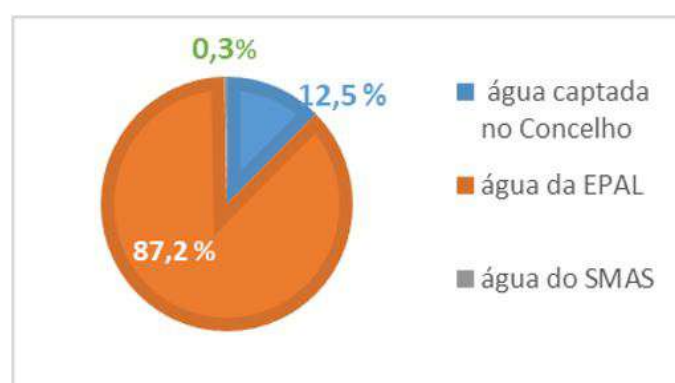


Figura 3.6: Abastecimento de água para consumo no Concelho de Cascais por tipo de origem

A água captada e tratada no Concelho de Cascais tem diferentes origens. É proveniente das galerias de minas na Malveira da Serra, Vale de Cavalos e Pisão, dos furos das Cardosas, do Pisão, da Atrozela, do Pau Gordo, da Quinta da Marinha, do Cobre e de Murches, e da albufeira do Rio da Mula (Águas de Cascais, 2021). A água adquirida à EPAL é aduzida

ao sistema pela Conduta Alta, com entrada pelo Bairro da Mina (São Domingos de Rana), na zona Este do Concelho (Monteiro & Carneiro, 2019). A água produzida no Concelho em 2021 correspondeu a 2463268 m^3 , este valor corresponde a cerca de 12,5% da água que entra em Cascais (Águas de Cascais, 2021). De acordo com os valores referidos acima, provenientes do relatório, 2021, estimou-se que o valor de água total no sistema em 2021 tenha sido cerca de 19706144 m^3 .

O consumo doméstico (consumo de água em habitações) corresponde a cerca de 70% do consumo total de água em Cascais, sendo os restantes 30% consumo não doméstico. Em 2017, os maiores consumidores não domésticos foram campos de golf, na ordem dos $200\,000 \text{ m}^3$ e as prisões na ordem dos 100 milhares de m^3 (Monteiro & Carneiro, 2019). Em Cascais, em 2017, as perdas reais (água que se perde em fugas e roturas nas condutas ou em extravasamentos de reservatórios) corresponderam a 8% da água que entra no sistema, ou seja cerca de $1576491,5 \text{ m}^3$ de água (Monteiro & Carneiro, 2019). No Concelho realiza-se a monitorização permanente dos caudais em toda a rede e da pressão e níveis nos reservatórios, através do sistema de telegestão e recorrendo às 58 Zonas de Medição e Controlo (Águas de Cascais, 2021). No relatório de gestão de contas da Águas de Cascais de 2021, refere-se que no futuro viam para além de aumentar a eficácia da reparação de roturas, procurar reduzir o número de roturas através da remodelação da rede de água e da adequação de pressões através de por exemplo, instalação de válvulas redutoras de pressão (Águas de Cascais, 2021).

De acordo com o Decreto de Lei nº 46/2017, enquadrado pela legislação anterior poderão ser aplicadas tarifas pelo município ao custo de produção de água. A tarifa mínima em 2023 correspondeu a $0,5980\text{€}/\text{m}^3$ para o setor doméstico, 1º escalão, a tarifa máxima correspondeu a $3,03\text{€}/\text{m}^3$, para o setor consumos do estado, empresas públicas e serviços autónomos do estado e outras pessoas coletivas de direito público, escalão único (Águas de Cascais, 2023). O custo de produção de água deverá ser inferior a este valor, no entanto será utilizado para termos de comparação (Águas de Cascais, 2023). No valor da tarifa são contabilizadas a taxa de recursos hídricos para abastecimento de água, a taxa de recursos hídricos para águas residuais domésticas e a taxa de controlo da qualidade de água, cujo o valor é entregue na íntegra à APA, ao abrigo do Despacho nº484/2009 de 8 de janeiro e à ERSAR de acordo com os Decretos de lei 243/2001 e 151/2002 e a Portaria 966/2006 (Águas de Cascais, 2023). Os valores destas taxas correspondem a $0,0356\text{€}$, $0,0213\text{€}$ e $0,0021\text{€}$, respetivamente (Águas de Cascais, 2023). Da subtração destas taxas à tarifa mínima em 2023 obtém-se o valor de $0,539\text{€}/\text{m}^3$ e à tarifa máxima em 2023 obtém-se $2,971\text{€}/\text{m}^3$. O custo de produção de água deverá ser inferior ao valor da tarifa mínima sem as taxas aplicadas, no entanto esta aproximação será utilizada para termos de comparação.

OPINIÃO DOS HABITANTES DE CASCAIS

Num inquérito realizado à população de Cascais a agosto de 2022, no contexto do projeto Cityselfy referente a questões sobre a motivação dos habitantes consumirem/alterarem soluções/comportamentos relacionadas com o consumo de água numa situação de futura seca no Concelho realizou-se a seguinte pergunta: “Numa situação futura de seca, em que medida está disposto a consumir água proveniente de sistemas de dessalinização?”. Dos 605 moradores do Município que participaram, 65 reponderam “nada disposto”, 83 “pouco disposto”, 149 “moderadamente disposto”, 176 “bastante disposto”, 68 “muito disposto”, 64 Não sabe/Não responde (NS/NR). De realçar que 35,1% respondeu NS/RN ou “pouco ou nada disposto”.



Figura 3.7: Respostas de moradores de Cascais ao inquérito relativas à possibilidade de mudanças relacionadas com o consumo da água

Num contexto de futura seca no Concelho, a compreensão da motivação dos habitantes para consumirem ou alterarem soluções e comportamentos relacionados com o consumo de água é de extrema importância. A opinião da população desempenha um papel crucial na implementação bem-sucedida de estratégias. Compreender as atitudes, percepções e preocupações dos habitantes em relação às práticas de dessalinização não apenas fornece *insights* valiosos para adaptações futuras, mas também contribui para a aceitação e eficácia de novas iniciativas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Lições das entrevistas

No âmbito desta dissertação foram realizadas entrevistas com entidades e peritos relevantes. As entrevistas, semi-diretivas e de carácter exploratório, tinham como objetivos: recolher informações sobre a escassez de água local; compreender perspetivas sobre autossuficiência hídrica; identificar conhecimento e disposição para adotar práticas de dessalinização; e obter dados específicos sobre esse processo. Este método permitiu uma abordagem mais precisa e contextualizada à temática.

Através da entrevista com o Professor Francisco Ferreira da FCT NOVA e presidente da associação ZERO, concluiu-se que as soluções para mitigar a escassez da água dependem de caso para caso e que antes de se aumentar a procura da água é necessário justificar essa procura e tentar assegurar se há disponibilidade através das fontes disponíveis. É ainda necessário, antes de fazer uma análise de custo benefício, implementar medidas de eficiência de uso da água. Relativamente a autossuficiência local o Professor defende que esta deve estar sempre presente porque aumenta a resiliência e preserva, no entanto, perde-se a economia de escala de determinados bens que já tem estruturas montadas a escalas superiores. Aponta como principais desvantagens da dessalinização o seu custo, a produção de salmoura e poder levar a um mau princípio de gestão da água (“ao gerir a oferta em vez de se gerir a procura está a desvirtuar-se a poupança da água”). Finalmente salienta que a localização é dos fatores mais importantes, deve ser aplicado apenas em sítios em risco de escassez, onde o preço do terreno ($\text{€}/\text{m}^2$) seja baixo e que tenha área suficiente para se possível ou necessário implementar energias renováveis.

O Professor Rodrigo Proença de Oliveira, do IST da ULisboa, defendeu que existe uma panóplia de soluções para a mitigação da escassez de água, focando-se primeiramente na redução de perdas e incentiva a diversificação das fontes e da gestão integrada da água (por exemplo reutilização de águas, dessalinização, etc). Assim como o Professor Francisco Ferreira, é da opinião de que deve haver colaboração entre municípios e que quanto maior a escala, menor deve ser o preço. As condições necessárias para a implementação de dessalinização levantadas pelo Professor são a proximidade da costa (minimizando o

transporte), um consumo constante de água (para não levantar problemas de armazenamento) e uma prévia análise custo benefício de diversas soluções. Evidencia ainda a evolução da eficiência do processo de osmose inversa e salienta como principais desvantagens a produção de salmoura e questões de gestão energética, refere ainda que o que não leva ao crescimento desta e outras tecnologias continua a ser o seu custo associado e a falta de fundos.

O Eng. João Dinis, diretor de Ação Climática na Câmara Municipal de Cascais, afirma que a escassez deve ser mitigada através do aumento da eficiência na utilização de água em qualquer tipo de consumo (industrial, doméstico e serviços), através da aposta em tecnologia e *design* inteligente de produtos e serviços e como também referiu o Prof. Rodrigo Proença, através da diversificação das fontes de captação de água para a resiliência local à seca. Relativamente aos esforços investidos na área da autossuficiência do município afirma que é um objetivo difícil de concretizar no setor da água visto o abastecimento de Cascais ser centralizado (Castelo de Bode) com apenas uma fonte local com valores significativos (barragem do Rio da Mula). Pondera, no futuro, a utilização de dessalinização, evidenciando que o retorno de investimento é ainda pouco convidativo face à atual disponibilidade hídrica. Aponta como única vantagem de adoção de dessalinização a segurança no abastecimento e como desvantagens o custo energético e financeiro. O Engenheiro aponta como especificidades do abastecimento de água às populações de Cascais a existência de grandes consumidores (a autarquia com todas as infraestruturas culturais, escolas, desportivas, etc.) e o consumo sazonal elevado associado ao turismo. Ao nível da autarquia, afirma que continuam a investir na eficiência hídrica com equipamentos mais eficientes, desenho de espaços verdes resilientes à alterações climáticas e telegestão.

O Eng. José Sardinha, presidente do Conselho de Administração da EPAL, afirma que existem dois grandes fatores que podem levar à escassez de água, são estes: a disfunção entre disponibilidade e consumo de água e uma má gestão da mesma. Declara também que a disponibilidade hídrica em Portugal é bastante superior à requerida por habitante mas realça que as alterações climáticas tornam esta disponibilidade inconstante. Para mitigar os efeitos desta variabilidade anual da disponibilidade da água, assim como o Prof. Rodrigo Proença de Oliveira, defende que é necessário controlar as perdas do sistema e gerir de forma competente a oferta. Como exemplos de mitigação deste efeito em Portugal referiu a criação e a interligação de barragens e a utilização de furos de terceiros dentro dos Municípios, como implementado em Cascais. Relativamente à dessalinização, o Eng. Manuel Sardinha afirma que é uma boa solução em casos extremos, referindo como exemplos a dessalinização em Porto Santo e em Israel mas que a riqueza hídrica nacional, presentemente, não necessita de recorrer a fontes mais caras do que as fontes atuais.

Em suma, das entrevistas apreendemos que previamente ao aumento da procura de água, é necessário garantir a adequada gestão das fontes disponíveis. Atualmente a disponibilidade hídrica de Portugal é na ordem dos $7.500 \text{ m}^3/\text{hab.ano}$, este valor é 300% superior ao de Espanha ($2.400 \text{ m}^3/\text{hab.ano}$) e 240% superior à média Europeia ($3.200 \text{ m}^3/\text{hab.ano}$). Estes dados apontam para que a escassez hídrica em Portugal esteja

muito associada a uma ineficaz gestão do recurso. Contudo, apesar do país ter um balanço hídrico positivo, a grande flutuação populacional derivada de fatores como o turismo e a disparidade de precipitação de água ao longo do território levantam situações de escassez e seca. Por exemplo, de acordo com a figura 4.1, referente à disponibilidade hídrica das albufeiras, mostra que sobretudo a Sul de Portugal existe um deficit de água.

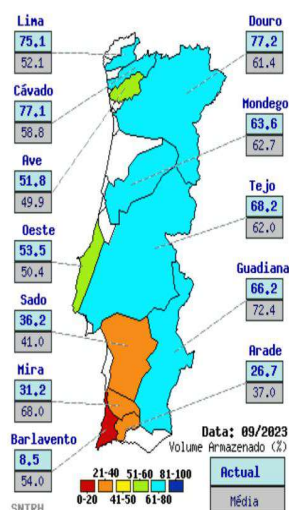


Figura 4.1: Armazenamento das albufeiras de Portugal Continental a setembro de 2023, (Fonte : SNIRH, 2023)

Neste sentido a autossuficiência de um local é colocada em causa, uma vez que enquanto umas localizações têm recursos suficientes outras não os possuem. Deste ponto de vista, faz sentido olhar para a gestão de água como um todo, implementando medidas que permitam aumentar a capacidade de armazenamento de água e tornando os sistemas de transporte da mesma mais eficientes. Um exemplo de uma solução possível é a promoção de ligações entre barragens, assim consegue-se armazenar e liberar água de forma mais eficiente, garantindo um fornecimento mais estável de água. No entanto, antes de se procurar novas fontes de água, devem ser minimizadas as perdas na rede, deve ser assegurada a gestão competente da oferta e promovida uma moderação do uso da água. Devem ainda ser implementadas estratégias inteligentes de *design*, como sistemas de biorretenção (áreas verdes com vegetação nativa adequada para absorver a água da chuva que incluam instrumentos projetados para direcionar a água para áreas de retenção) e estratégias de reutilização de águas (por exemplo para rega de campos de golfe).

Nem sempre estas medidas são suficientes. Por exemplo no caso de Porto Santo ou Israel onde a disponibilidade hídrica é na ordem dos $200 \text{ m}^3/\text{hab.ano}$, faz sentido adotar novas tecnologias de obtenção de água, como a dessalinização (como já foi implementado). Posto isto, a dessalinização deverá ser equacionada em situações de baixa disponibilidade hídrica, escassez e seca, após assegurada uma boa gestão da água disponível. Finalmente, é necessário apelar sempre ao uso racional da água, independentemente da disponibilidade da mesma.

4.2 Análise e discussão de resultados

4.2.1 Cenário de dessalinização de pequena escala

Como referido na secção 3.2 foram analisados 24 cenários de pequena escala ($1.452 \text{ m}^3 / \text{dia}$), tendo-se como variáveis o custo de energia, o tempo de vida da central de dessalinização e o custo de investimento. Através da equação apresentada na secção 3.3 desta dissertação, foi calculado o LCOW nas diferentes condições, estando os resultados expostos na tabela 4.1.

Tabela 4.1: Valores de LCOW dos cenários de centrais de pequena escala

Código do cenário	LCOW ($\text{€}/\text{m}^3$)	Código do cenário	LCOW ($\text{€}/\text{m}^3$)
S20NL_ELC1	0,842	S20L_ELC1	1,044
S20NL_ELC2	0,687	S20L_ELC2	0,889
S20NL_ELC3	0,498	S20L_ELC3	0,700
S20NL_ELC4	0,507	S20L_ELC4	0,709
S20NL_ELC5	0,473	S20L_ELC5	0,675
S20NL_ELC6	0,491	S20L_ELC6	0,694
S15NL_ELC1	0,875	S15L_ELC1	1,118
S15NL_ELC2	0,720	S15L_ELC2	0,963
S15NL_ELC3	0,531	S15L_ELC3	0,774
S15NL_ELC4	0,540	S15L_ELC4	0,783
S15NL_ELC5	0,506	S15L_ELC5	0,749
S15NL_ELC6	0,525	S15L_ELC6	0,768

O valor mais baixo de LCOW obtido é de $0,473 \text{ €}/\text{m}^3$ corresponde ao cenário S20NL_ELC5. O valor mais alto de $1,118 \text{ €}/\text{m}^3$ corresponde ao cenário S15L_ELC1. O cenário S20NL_ELC5 é o cenário com menores custos e com maior tempo de vida e o cenário S15L_ELC1 o oposto.

Com o acréscimo do terreno ao custo de investimento há um aumento de $0,202 \text{ €}/\text{m}^3$ no valor do LCOW para cenários com um tempo de vida de 20 anos e um aumento de $0,243 \text{ €}/\text{m}^3$ para cenários com um tempo de vida de 15 anos. Percentualmente, este incremento está contido entre 19,4% e 30% para cenários com um tempo de vida de 20 anos e entre 21,7% e 32,4% para cenários com um tempo de vida de 15 anos.

O valor mais baixo do LCOW com ou sem terreno, respeitante ao cenário calculado com o menor custo de energia, relativo ao cenário S20NL_ELC5. Os valores mais altos estão sempre associados ao LCOW calculado com o custo mais alto de energia (ELC1). A diferença do valor de LCOW do preço de energia mais alto para o mais baixo é de $0,369 \text{ €}/\text{m}^3$ ou 43,8%.

Quando o tempo de vida passa de 20 anos para 15 verifica-se um aumento de $0,033 \text{ €}/\text{m}^3$ no valor do LCOW sem terreno e de $0,074 \text{ €}/\text{m}^3$ com terreno. Percentualmente, quando o tempo de vida diminui cinco anos, o incremento do LCOW sem terreno é de 3,8% a 6,6% e do LCOW com terreno é de 6,6 a 9,8%.

Note-se que a variável que mais influencia o LCOW é o custo de energia, seguido da adição do custo de terreno ao investimento e finalmente o tempo de vida.

Sete dos cenários (S20NL_ELC3, S20NL_ELC4, S20NL_ELC5, S20NL_ELC6, S15NL_ELC3, S15NL_ELC5 e S15NL_ELC6) apresentam valores inferiores à tarifa mínima sem IVA e sem taxas legais aplicadas. Também se realça o facto de em nenhum destes sete cenários estar aplicado o custo de terreno. Uma vez que o custo de terreno em Cascais é elevado, a variável "custo de terreno" foi utilizada para mostrar de que forma é que a adição deste custo, e consequentemente, o local de construção da central, influencia o custo de produção de água. No entanto, o acréscimo deste valor, mesmo que menor, deverá ser considerado no cálculo do LCOW.

No gráfico 4.2 apresenta-se os valores de LCOW de pequena escala com custo de terreno, e a tarifa mínima e máxima sem taxas aplicadas. A tarifa mínima sem taxas legais aplicadas corresponde a 0,539 €/m³ e a tarifa máxima a 2,971€/m³ (Águas de Cascais, 2023). Verifica-se que os valores de LCOW estão compreendidos entre a tarifa mínima e máxima aplicada no concelho.

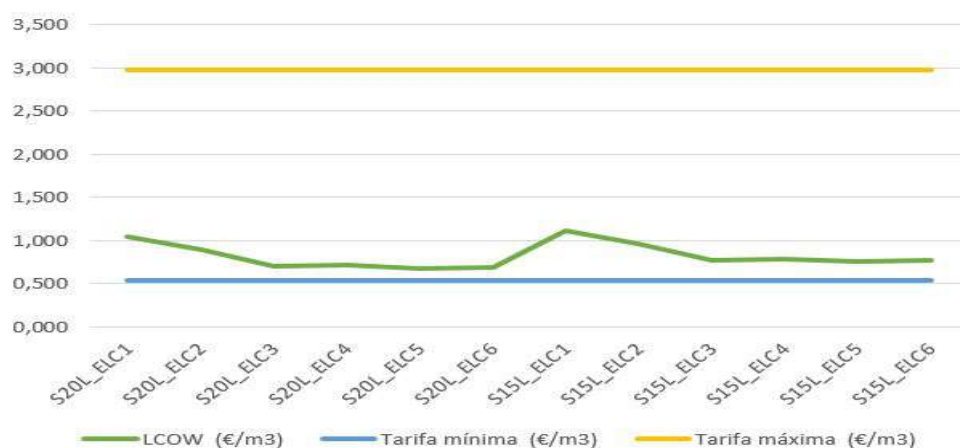


Figura 4.2: Valores de LCOW dos cenários de pequena escala e tarifas de água de Cascais

De forma a calcular o tempo de *payback* dos vários cenários foram escolhidos quatro valores de preços da água com um aumento de 5%, 10%, 15% e 20% do valor de produção.

Na figura 4.3, é possível observar que os factores que mais influenciam o tempo de *payback* é o custo do terreno contabilizado no valor de investimento e o custo de energia. Independentemente da taxa de comercialização aplicada, o valor mais alto está sempre associado ao cenário S20L_ELC5 e o menor ao cenário S15NL_ELC1. Com o acréscimo de uma taxa de comercialização de 5% ao valor de produção, o tempo de *payback* mínimo é de 2,3 anos, relativo ao cenário S15NL_ELC1 e o máximo é de 6,5 anos, correspondente ao cenário S20L_ELC5. Com uma taxa de 10% o valor mais alto é de 6,2 anos e o menor 2,2 anos. Com uma taxa de 15% o valor mais alto é 5,9 anos e o menor 2,1 anos. Com uma taxa de 20% o valor mais alto é 5,7 anos e o menor 2,0 anos.

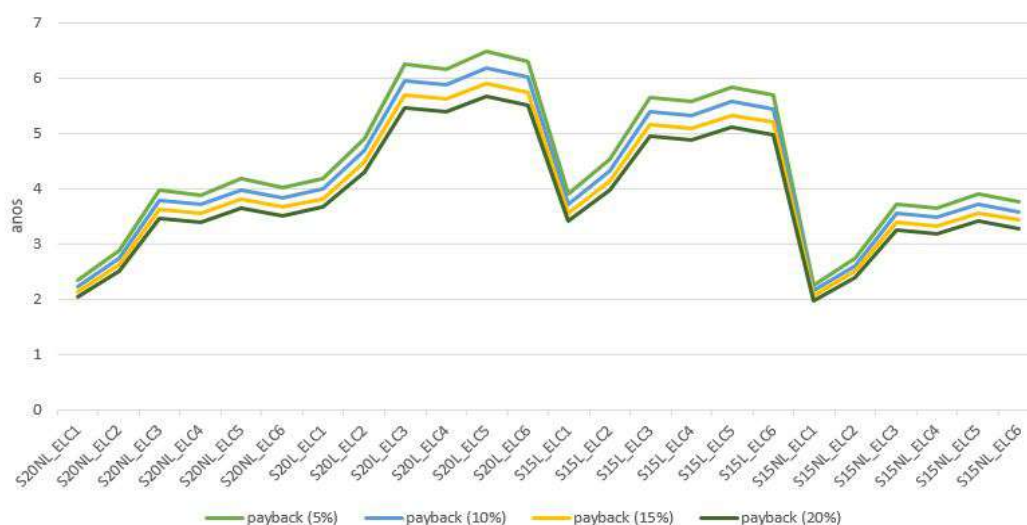


Figura 4.3: Tempo de *payback* para os cenários de pequena escala com diferentes taxas de comercialização aplicadas

O impacto da inclusão do terreno no custo de investimento nos valores de *payback* mostra que :

- i A diferença máxima é de 2,3 anos, entre os cenários S20NL_ELC5 e S20L_ELC5, com uma taxa de comercialização de 5%.
- ii A diferença mínima é de 1,4 anos entre os cenários S15NL_ELC1 e S15L_ELC1, com uma taxa de 20%.

Percentualmente, a inclusão do terreno leva a um incremento no *payback time* entre 33,2% a 44%. Quanto maior o valor da taxa de comercialização, menor é a diferença entre o valor de *payback time* com terreno e sem terreno.

A diferença no tempo de *payback* com o custo de energia máximo e mínimo (ELC1 e ELC5) leva a um incremento entre 33% a 44%.

Verificou-se que o aumento de uma taxa de comercialização de 5% para 20% leva a um aumento de 12,5% do tempo de *payback*, sendo a diferença máxima de 0,8 anos, relativo ao cenário S20L_ELC5. Assim infere-se que a influência do valor do terreno contabilizado no custo de investimento tem um impacto muito superior nos resultados do que as diferentes taxas aplicadas.

O impacto da inclusão do aumento do tempo de vida útil nos valores de *payback* mostra que quando o terreno é contabilizado no custo de investimento, o *payback time* aumenta entre 6,6% a 9,9%, sendo o valor máximo correspondente a 0,6 anos (entre o cenário S15L_ELC5 e S20L_ELC5, com uma taxa de 5%). Quando o terreno não é contabilizado, o *payback time* aumenta entre 3,8% a 6,6%. Note-se que a variável que mais influencia o *payback time* é a inclusão do terreno e o custo da energia, seguido da taxa de comercialização aplicada ao valor de produção da água e finalmente o tempo de vida.

A taxa de depreciação corresponde à desvalorização de um equipamento pelo seu tempo de uso. De acordo como o Decreto Regulamentar nº 25/2009 de 14 de setembro, tabela I, divisão V, Grupo 3 – “Captação e distribuição de águas” com o código 1330, a taxa de depreciação de “Outras instalações e máquinas de uso específico” é de 12,5%. Assim, nos cenários com um tempo de vida útil de 20 anos espera-se que o equipamento esteja depreciado em 17,5 anos e para cenários com tempo de vida útil de 15 anos espera-se que o equipamento esteja depreciado em 13,1 anos. Através da análise do gráfico da figura 4.3 afere-se que nenhum dos tempos de *payback* ultrapassa este valor, o que significa que em nenhum dos cenários a central ficaria depreciada antes do tempo de *payback*.

Para analisar se os cenários seriam viáveis tendo em conta o valor do dinheiro no tempo calculou-se o NPV. Na figura 4.4 apresenta-se os valores de NPV para pequena escala com uma taxa de comercialização de 5% e 20% aplicadas. O valor mais alto obtido corresponde a 2,4M € com uma taxa de comercialização de 5% e 2,9M € com uma taxa de 20%, ambos no cenário S20NL_ELC1. O valor mais baixo é de 0,4M € para uma taxa de comercialização de 5% e 0,8M € para uma taxa de 20%, ambos no cenário S20L_ELC5. A aplicação das diferentes taxas de comercialização nos cenários onde o terreno é contabilizado tem um impacto de 23,8% a 50,5%, sendo a diferença máxima obtida de 0,6M € no cenário S15L_ELC1.

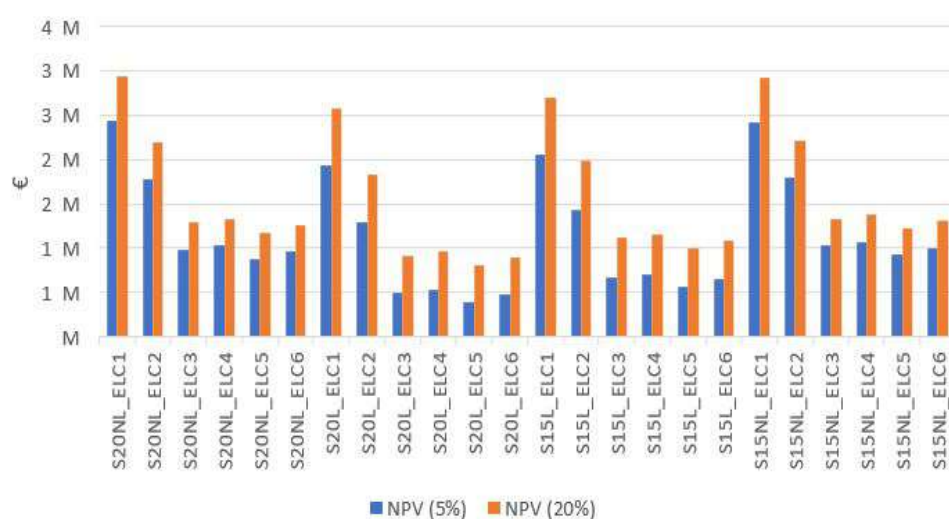


Figura 4.4: NPV para os cenários de pequena escala com diferentes taxas de comercialização aplicadas

Uma vez que todos os valores são positivos assume-se que o investimento é viável nas condições testadas. No contexto desta dissertação, estes valores indicam que quer para uma taxa de comercialização de 5% como de 20% os lucros gerados projetados excedem os custos previstos, no valor atual do euro.

Da análise da figura 4.4 retira-se que as variáveis que mais influenciam este indicador são o custo de energia, seguido da taxa de comercialização aplicada, seguido da contabilização do terreno no custo de investimento, e finalmente o tempo de vida útil.

4.2.2 Cenário de dessalinização de grande escala

Como referido na secção 3.2 foram considerados um total de 48 cenários, sendo as variáveis o custo da energia, a quantidade de energia necessária, o tempo de vida da central e a inserção do custo de terreno no custo de investimento, expostos na tabela I.2.

Na tabela 4.2 estão apresentados os valores de LCOW obtidos nos cenários de grande escala.

Tabela 4.2: Valores do LCOW dos cenários de grande escala

Código do cenário	LCOW (€/m ³)	Código do cenário	LCOW (€/m ³)
B20NL_E3_ELC1	0,902	B20L_E3_ELC1	1,105
B20NL_E3_ELC2	0,752	B20L_E3_ELC2	0,955
B20NL_E3_ELC3	0,569	B20L_E3_ELC3	0,772
B20NL_E3_ELC4	0,578	B20L_E3_ELC4	0,781
B20NL_E3_ELC5	0,545	B20L_E3_ELC5	0,748
B20NL_E3_ELC6	0,563	B20L_E3_ELC6	0,766
B15NL_E3_ELC1	0,951	B15L_E3_ELC1	1,194
B15NL_E3_ELC2	0,801	B15L_E3_ELC2	1,044
B15NL_E3_ELC3	0,618	B15L_E3_ELC3	0,861
B15NL_E3_ELC4	0,627	B15L_E3_ELC4	0,870
B15NL_E3_ELC5	0,594	B15L_E3_ELC5	0,837
B15NL_E3_ELC6	0,612	B15L_E3_ELC6	0,855
B20NL_E4_ELC1	1,052	B20L_E4_ELC1	1,330
B20NL_E4_ELC2	0,852	B20L_E4_ELC2	1,105
B20NL_E4_ELC3	0,608	B20L_E4_ELC3	0,830
B20NL_E4_ELC4	0,620	B20L_E4_ELC4	0,844
B20NL_E4_ELC5	0,576	B20L_E4_ELC5	0,794
B20NL_E4_ELC6	0,600	B20L_E4_ELC6	0,821
B15NL_E4_ELC1	1,101	B15L_E4_ELC1	1,419
B15NL_E4_ELC2	0,901	B15L_E4_ELC2	1,194
B15NL_E4_ELC3	0,657	B15L_E4_ELC3	0,919
B15NL_E4_ELC4	0,669	B15L_E4_ELC4	0,933
B15NL_E4_ELC5	0,625	B15L_E4_ELC5	0,883
B15NL_E4_ELC6	0,649	B15L_E4_ELC6	0,910

Da análise da tabela 4.2 infere-se que o valor mais alto de LCOW sem terreno, como expetável, corresponde ao cenário B15NL_E4_ELC1 e o valor mais baixo ao cenário B20NL_E3_ELC5. Verifica-se, mais uma vez, que o cenário mais rentável é o cenário com menor custo energético, maior tempo de vida útil e neste caso com menor consumo energético.

Quando o tempo de vida útil da dessalinizadora passa de 20 anos para 15 anos, sem o custo do terreno, a diferença no valor de LCOW é sempre de 0,049 €/m³. Esta diferença corresponde a valores compreendidos entre 4,41% e 8,18%.

Com o aumento de consumo energético de 3kWh/m³ para 4,5 kWh/m³ a diferença máxima no LCOW, sem terreno, é 0,225 €/m³ e está associada aos valores de custo de

energia mais altos (ELC1) e a mínima ao custo de energia mais baixo (ELC5). Quando o custo de terreno não é contabilizado, o aumento do consumo energético, leva a um incremento de 5,0% a 14,2% do valor de LCOW.

Quando comparado o valor de LCOW, sem terreno para um consumo energético igual a $3\text{kWh}/\text{m}^3$, com o custo de energia mais baixo (ELC5) e mais alto (ELC1) a diferença é $0,357\text{ €/m}^3$, correspondente a 39,6% para um tempo de vida de 20 anos e 37,5% para um tempo de vida de 15 anos. Para um consumo energético igual a $4,5\text{ kWh}/\text{m}^3$ esta diferença passa para $0,536\text{ €/m}^3$, relativo a 45,2% para um tempo de vida de 20 anos e 43,2% para um tempo de vida de 15 anos.

Quando o tempo de vida útil da dessalinizadora passa de 20 anos para 15, com o custo do terreno, a diferença no valor de LCOW é sempre de $0,089\text{ €/m}^3$. Percentualmente, esta diferença abrange valores entre 6,28% a 10,6%. O aumento do consumo energético de $3\text{kWh}/\text{m}^3$ para $4,5\text{kWh}/\text{m}^3$, quando o terreno é contabilizado, abrange valores entre 5,3% e 16,9%.

Quando comparado o valor de LCOW, com terreno com o custo de energia mais baixo (ELC5) e mais alto (ELC1), para um consumo energético igual a $3\text{kWh}/\text{m}^3$, verifica-se um aumento de 32,3% , para um tempo de vida de 20 anos e de 29,5% para um tempo de vida de 15 anos. Com um consumo energético de $4,5\text{kWh}/\text{m}^3$, verifica-se um aumento de 40,3% para um tempo de vida de 20 anos e de 37,7% para um tempo de vida de 15 anos. A adição do custo de terreno leva a um aumento de 18,3% a 29,2% dos valores de LCOW de grande escala.

Conclui-se que a variável com maior influência no valor do LCOW é o custo de energia, seguido da contabilização do terreno no custo de investimento, a quantidade de energia necessária e finalmente o tempo de vida útil da dessalinizadora.

No gráfico 4.5 apresenta-se os valores de LCOW de grande escala com custo de terreno, e a tarifa mínima e máxima sem taxas aplicadas. A tarifa mínima sem taxas legais aplicadas corresponde a $0,539\text{ €/m}^3$ e a tarifa máxima a $2,971\text{ €/m}^3$ (Águas de Cascais, 2023). Verifica-se que os valores de LCOW estão compreendidos entre a tarifa mínima e máxima aplicada no concelho.

De forma a calcular o tempo de *payback* dos vários cenários foram novamente utilizados quatro valores de custo da água com um aumento de 5%, 10%, 15% e 20% do LCOW.

De acordo com a figura 4.6 , onde estão expostos os resultados de *payback* dos cenários de grande escala sem o custo do terreno associado verificou-se que independentemente do valor da taxa de comercialização aplicada, o valor mais alto de *payback time* corresponde sempre ao cenário B20NL_E3_ELC5 e o valor mais baixo ao cenário B15NL_E4_ELC1.

Para uma taxa de comercialização de 5%, o tempo máximo de *payback* é de 5,3 anos e o mínimo é de 2,4 anos. Com uma taxa de 10% o máximo é 5,0 anos e o mínimo é 2,3 anos.

Com uma taxa de 15% o valor máximo de *payback time* é 4,8 anos e o mínimo 2,2. Quando a taxa de comercialização é de 20% o valor mais baixo obtido é 2,1 anos e o mais alto é 4,6 anos.

4.2. ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS



Figura 4.5: Valores de LCOW dos cenários de grande escala e tarifas de água de Cascais

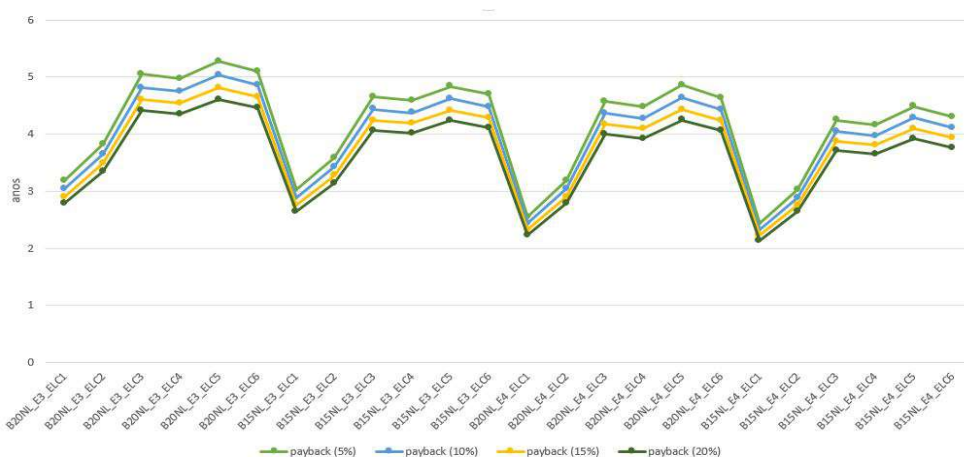


Figura 4.6: Tempo de *payback* dos cenários de grande escala sem terreno contabilizado com quatro taxas de comercialização diferentes

A taxa de depreciação de “Outras instalações e máquinas de uso específico” é de 12,5%. Assim, nos cenários com um tempo de vida útil de 20 anos espera-se que o equipamento esteja depreciado em 17,5 anos e para cenários com tempo de vida útil de 15 anos espera-se que o equipamento esteja depreciado em 13,1 anos. Através da análise dos resultados infere-se que nenhum dos tempos de *payback* ultrapassa os 13,1 anos, pelo que a central não vai ficar depreciada antes deste período.

Como exposto na figura 4.7, onde se encontram os resultados de *payback* dos cenários de grande escala com custo de terreno associado, verificou-se que independentemente do valor da taxa de comercialização aplicada, mais uma vez, o valor mais alto de *payback time* corresponde sempre ao cenário B20L_E3_ELC5 e o valor mais baixo ao cenário B15L_E4_ELC1.

O valor mais alto obtido é 7,1 anos, referente ao cenário B20L_E3_ELC5 com uma taxa de comercialização de 5%. Com a mesma taxa o valor mínimo é 3,7 anos.



Figura 4.7: Tempo de *payback* dos cenários de grande escala com terreno contabilizado com quatro taxas de comercialização diferentes

Com uma taxa de 10% o valor mais alto corresponde a 6,7 anos e o mais baixo é 3,5 anos. Com 15% o valor mais baixo é 6,4 anos e o menor é 3,4 anos. Com uma taxa de comercialização de 20% o valor máximo é 6,2 anos e o mínimo 3,2 anos.

Serve a figura 4.8 para demonstrar a relação do *cashflow* com o custo de investimento. Na figura foram utilizadas duas taxas de comercialização aplicadas ao cenário B20NL_E3_ELC1, selecionado apenas para ilustrar. O *payback time* no gráfico corresponde ao ponto onde o abatimento se torna negativo. Da análise da figura retira-se que o aumento da taxa de comercialização não tem um impacto muito significativo na diminuição do *payback time*.

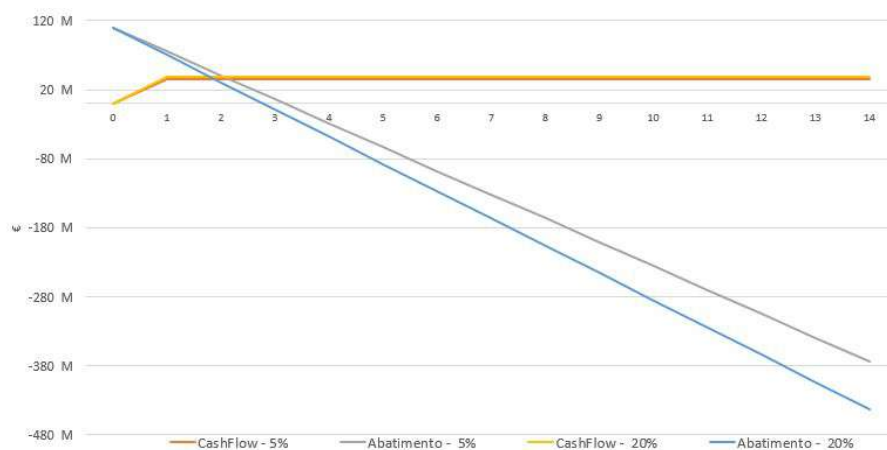


Figura 4.8: NPV com duas taxas de comercialização, investimento e abatimento para o cenário B20NL_E3_ELC1

Na figura 4.9 apresenta-se os valores de NPV para grande escala com uma taxa de comercialização de 5% e 20% aplicadas.

O valor mais alto obtido corresponde a 215 M € com uma taxa de comercialização de 5% e 262 M € com uma taxa de 20%, ambos no cenário B20NL_E4_ELC1.

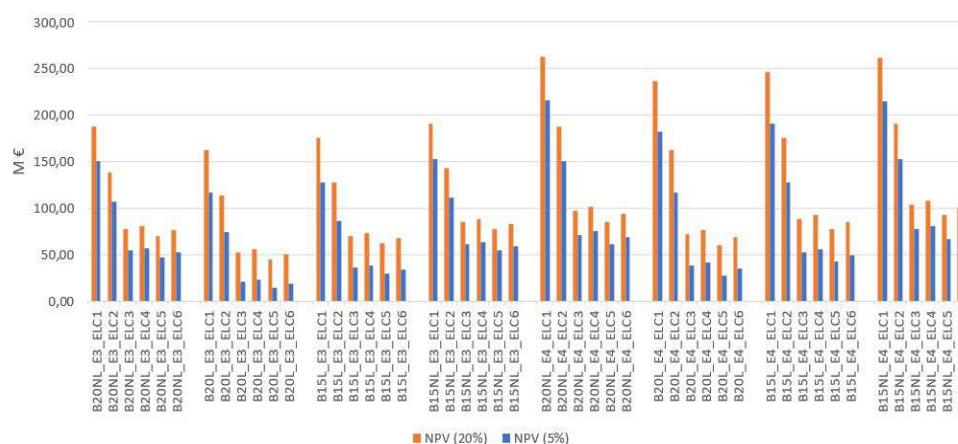


Figura 4.9: Valores de NPV para grande escala com duas taxas de comercialização aplicadas

O valor mais baixo é 13M € para uma taxa de comercialização de 5% e 44M € para uma taxa de 20%, ambos no cenário B20L_E3_ELC5. A diferença máxima obtida da aplicação das duas taxas diferentes é 56M € no cenário B15L_E4_ELC1. Como todos os valores são positivos todos os cenários seriam viáveis tendo em conta o valor do euro no tempo. Para ambas as taxas de comercialização os custos previstos são superados, no valor atual do euro.

Os cenários de pequena escala têm um custo de produção menor e tempos de *payback* inferiores aos cenários de grande escala, no entanto são menos lucráveis que estes.

4.3 Análise comparativa

A água que o município de Cascais adquiriu à EPAL e SMAS em 2021 correspondeu a 17,2M m^3 , como o município de Cascais é autossuficiente em 13% das suas necessidades de água, a água utilizada total correspondeu a 19,7M m^3 , como referido anteriormente.

Num cenário em que fosse necessário colmatar as necessidades de água do concelho de Cascais para a sua atual auto-suficiência, o que significa 17,2M m^3 de água, podemos considerar a implementação da dessalinizadora de grande escala (capacidade 36,5M m^3 /dia) ou de 33 de pequena escala, com a capacidade de 1 425 m^3 /dia. A dessalinizadora de grande escala utilizada neste estudo iria exceder o valor de água total necessária na ordem dos 19M m^3 .

Com vista a comparar os valores de LCOW dos cenários de grande escala e pequena escala foi criado o gráfico da figura 4.10 onde se utilizaram apenas os cenários de grande escala que considera a energia necessária igual a 3kWh/ m^3 , uma vez que esta variável se assemelha à utilizada nos cenários de pequena escala.

De acordo com a figura 4.10 os valores de LCOW entre a grande escala e pequena escala são muito próximos, embora os valores de LCOW dos cenários com capacidade de grande escala sejam superiores na ordem dos 5,5% aos 14,8%.

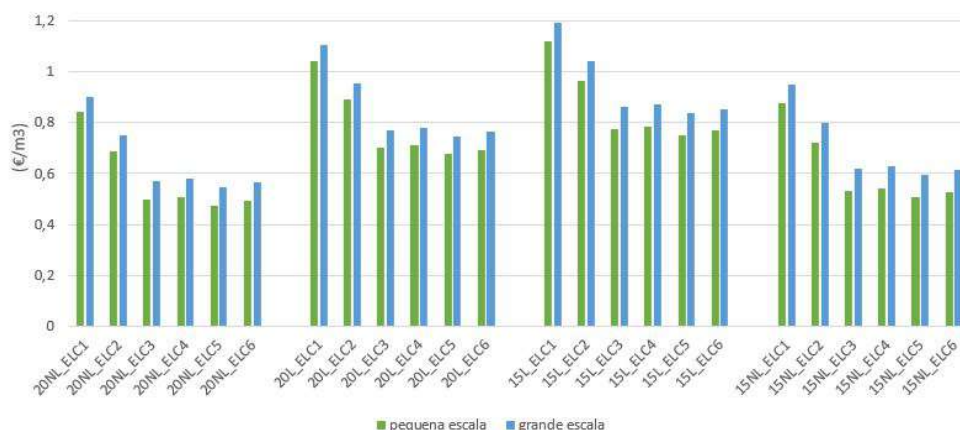


Figura 4.10: Comparação dos valores de LCOW de pequena escala com grande escala

Na tabela 4.3 estão expostos variados custos de produção de água e de LCOW para pequena e grande escala, retirados de diferentes fontes. De acordo com a literatura, na grande maioria dos casos quando comparada a osmose inversa de grande escala com pequena escala, a grande escala apresenta valores bastante inferiores. O efeito escala geralmente resulta de uma diminuição de custos à medida que a escala aumenta, pois, o investimento requerido por m^3 /dia, diminui à medida que a capacidade de produção aumenta.

Tabela 4.3: Comparação de diferentes custos de produção de água e LCOW para osmose inversa a grande e pequena escala

Referências Bibliográficas	Custo de produção de água	Unidade	Capacidade de produção	LCOW	Localização
Daniel, 2022	0,25	€/m ³	pequena	—	Portugal
Mohammadi <i>et al.</i> , 2020	—	€/m ³	grande	0,8	Estados Unidos da America
Gaio, Susana Marques, 2016	0,56 a 9	€/m ³	pequena	—	Não Aplicável (NA)
Gaio, Susana Marques, 2016	0,35 a 1,3	€/m ³	grande	—	NA
Akgul <i>et al.</i> , 2008	0,16 a 0,35	€/m ³	grande e pequena	—	Turquia
Sawaki e Chen, 2021	0,30 a 2,27	€/m ³	pequena	—	NA
Gökçek e Gökçek, 2016	—	€/m ³	pequena	1,39 a 1,63	Turquia
Gökçek e Gökçek, 2016	—	€/m ³	pequena	0,81 a 2,65	Turquia
Bernat <i>et al.</i> , 2010	0,49	€/m ³	grande	—	Israel
Brodersen <i>et al.</i> , 2022	—	€/m ³	pequena	1,64 a 1,69	NA
Huehmer, 2011	—	€/m ³	grande	2,1	NA
Ghaffour <i>et al.</i> , 2013	—	€/m ³	grande	0,64	NA
Silva <i>et al.</i> , 2018	—	€/m ³	pequena	0,82 a 1,83	Brasil
Riera <i>et al.</i> , 2022	—	€/m ³	grande	0,50 a 0,57	Arábia Saudita
Medeiros <i>et al.</i> , 2021	—	€/m ³	grande	0,64 a 1,81	Brasil
Cenários de pequena escala	—	€/m ³	pequena	0,47 a 1,12	Portugal
Cenários de grande escala	—	€/m ³	grande	0,55 a 1,42	Portugal

Os valores de LCOW obtidos com a análise feita nesta dissertação para o processo de osmose inversa a pequena escala, mostram-se inferiores comparativamente aos resultados de grande escala.

Assim, é de elevada relevância referir as disparidades observáveis na tabela 4.3 no que compete às capacidades das dessalinizadoras e que resultam de uma compilação de variados estudos onde os valores de investimento não são proporcionais à capacidade de

dessalinização. Nesse sentido, considera-se plausível que, quanto maior a escala, maior o investimento necessário em tecnologias melhores e em equipamentos mais sofisticados para atender às necessidades crescentes contínuas de água.

Na figura 4.11 apresenta-se os valores de tempo de *payback*(5%) dos cenários de pequena escala e de metade dos cenários de grande escala (energia necessária = $3 \text{ kWh}/m^3$) com vista a comparação dos mesmos.

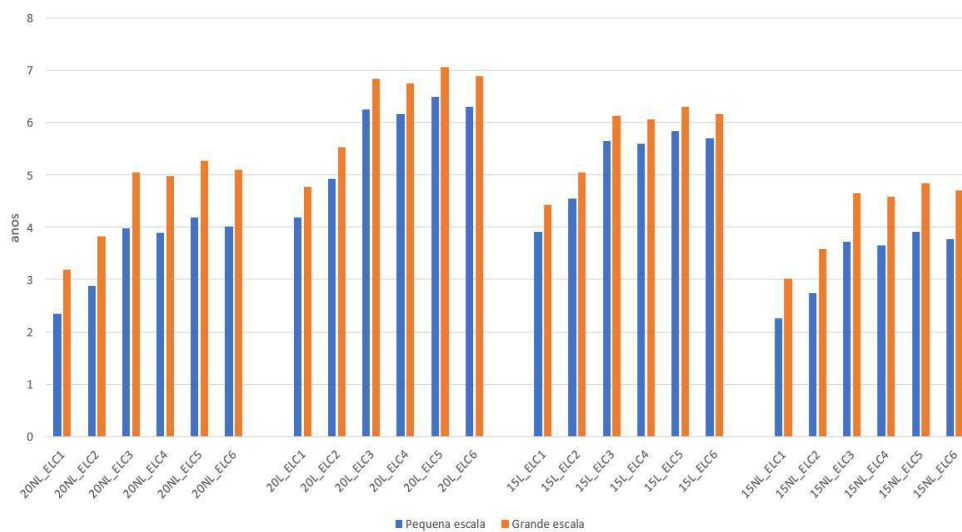


Figura 4.11: Comparação dos valores de *payback time*, para uma taxa de 5% aplicada, de pequena escala com grande escala

Verificou-se que *payback time* foi superior em todos os cenários de grande escala quando comparados com o equivalente de pequena escala, tendo a diferença máxima sido 1,09 anos, entre os cenários S20NL_ELC5 e B20NL_ELC5. A diferença mínima correspondeu a 0,46 anos, entre os cenários S15L_ELC5 e B15L_ELC5. Quanto menor o *payback time* mais rapidamente se recupera o investimento inicial, pelo que, da interpretação deste indicador, os cenários de pequena escala seriam mais viáveis.

Na figura 4.12 apresentam-se os valores de NPV com uma taxa de 5% aplicada, obtidos para pequena escala e para metade dos cenários de grande escala (energia necessária = $3 \text{ kWh}/m^3$). Todos os cenários, de pequena e grande escala apresentam valores positivos de NPV, o que quer dizer que todos os projetos iriam cobrir o investimento inicial dentro do seu tempo de vida útil, gerando ainda um excedente financeiro.

Os valores de NPV de grande escala são muito superiores aos de pequena escala, pelo que a implementação de um cenário de grande escala seria economicamente mais viável. Teoricamente, quanto maior foi o NPV mais viável será o projeto. No entanto, há que ser considerado o custo de investimento inicial, distintos horizontes temporais, diferentes impostos aplicados, entre outros fatores.

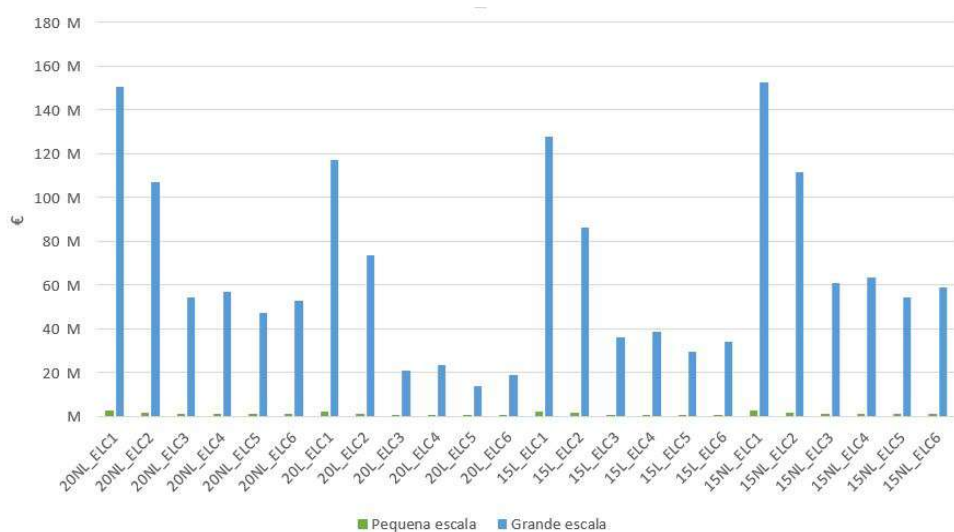


Figura 4.12: Comparação dos valores de NPV de pequena escala com grande escala

4.4 Considerações finais

De toda a análise efectuada, o custo da energia foi o que mais influenciou o LCOW, podendo provocar um aumento até 43,8%. Alguns estudos indicam que a combinação de uma central de dessalinização com uma central energética, pode levar a uma diminuição de 23% do LCOW (Mohammadi *et al.*, 2020). A junção da dessalinizadora com alguma técnica exposta no capítulo 2.5.3 (central de energia solar concentrada, coletor solar fotovoltaico ou energia eólica), poderá levar a uma diminuição do custo de produção de água, no entanto, tendo em conta as novas diretivas da União Europeia que visam aumentar a utilização de energias renováveis como fonte energética, numa projeção otimista será esperado que a própria rede passe a ser “limpa”, pelo que teria de ser feito um novo estudo de LCOW e *Levelized Cost of Energy* (LCOE) que permitisse comparar os efeitos desta combinação.

A adição do custo de terreno tem uma influência de 18% a 32% no LCOW. Concluiu-se que o custo de terreno em Cascais pode ser uma condicionante à possível concretização da implementação desta tecnologia. No entanto, tendo em conta os valores sem terreno, uma dessalinizadora poderá vir ser implementada noutro local com custos de terreno menores.

O consumo energético teve uma influência na ordem dos 5% a 17% no LCOW, no entanto os valores utilizados para testar esta variável foram muito próximos, quanto maior a disparidade dos mesmos maior seria o seu impacto. Como foi referido anteriormente, os valores de energia necessários continuam a diminuir à medida que a osmose inversa evolui. Uma vez que o custo de energia está associado a esta variável, uma grande diminuição deste valor iria levar a uma diminuição elevada nos valores de LCOW (uma diminuição do valor de 4,5 para 1,5 kWh/m³ pode diminuir 49% o valor do LCOW).

O aumento de 5 anos do tempo de vida da dessalinizadora não tem um grande impacto nos valores (4 a 10%). De acordo com os resultados a capacidade de dessalinização tem um impacto na ordem dos 6 aos 15% nos valores de LCOW, no entanto esta variável está associada a outras, nomeadamente o tipo de equipamento e custos associados ao mesmo pelo que este valor terá um erro associado.

O tempo de *payback* foi em todos os cenários dentro do tempo de vida e de depreciação dos equipamentos da dessalinizadora, independentemente da taxa de comercialização aplicada. O NPV foi também em todos os cenários positivo, pelo que os custos previstos são sempre superados, no valor atual do euro. Estes resultados mostram que este processo se torna economicamente viável e lucrativo num curto período de tempo (2 a 7 anos).

CONCLUSÕES

O aumento da escassez de água nas últimas décadas, devido a fatores como o aumento do consumo, o crescimento e desenvolvimento populacional, a seca, as alterações climáticas e a má gestão da disponibilidade hídrica constitui uma preocupação a nível mundial. De forma a contribuir para soluções para lidar com a escassez de água, avaliou-se um conjunto de cenários de implementação de uma central de dessalinização, aplicados ao Concelho de Cascais. A tecnologia escolhida para análise foi a osmose inversa, uma vez que se demonstra ser a que tem maior eficiência e potencial de crescimento, atualmente a nível mundial. Estes cenários visam compreender qual o custo de produção de água através da osmose inversa e compara-lo com o custo atual de produção de água em Cascais e compreender se o projeto seria economicamente viável. Para esta análise utilizaram-se três indicadores: LCOW, *payback time* e NPV. Outro objetivo destes cenários é compreender quais as variáveis que têm mais influencia nos valores obtidos, permitindo uma continuidade deste estudo aplicado a esses fatores.

Os resultados evidenciam a existência de sete cenários de pequena escala (sem taxa de inflação) onde o LCOW é inferior à tarifa mínima atual, sem taxas aplicadas. No entanto, em nenhum destes cenários são contabilizados os custos do terreno como parte de custo de investimento. Em nenhum dos cenários de grande escala se obteve um LCOW inferior à tarifa mínima. Todos os cenários obtiveram um valor de LCOW inferior ao da tarifa máxima sem taxas legais, aplicada em Cascais. Os tempos de *payback* foram em todos os cenários inferiores ao tempo de depreciação e ao tempo vida útil da dessalinizadora. De acordo com os valores de NPV calculados, todos os cenários são economicamente viáveis.

Face aos resultados obtidos, a implementação de uma dessalinizadora que sirva o Concelho de Cascais ainda não parece constituir uma necessidade, pelo menos a curto-prazo, dada a relação de custo atestada. Constata-se que a dessalinização por osmose inversa é uma tecnologia em evolução, com algumas barreiras que, sendo ultrapassadas, farão dos Oceanos o limite. Espera-se que ao aumento da eficiência da tecnologia, e o ultrapassar das suas limitações, possa vir a corresponder a um maior uso da mesma. Na verdade, mesmo ultrapassando o elevado consumo de energia, não podemos descurar no processo a produção de salmoura, verificando-se que uma pequena alteração na salinidade

da água pode afetar o bem-estar de organismos ou levar à sua mortalidade, mesmo em pequenas descargas, que podem ter impactos a nível global. De acentuar ainda que a dessalinização se trata de uma opção à qual se está a recorrer em Portugal apenas em casos concretos, associados a seca e escassez extremos, e que, como qualquer outra medida extrema, pode ter implicações irreversíveis, especialmente quando aplicada a grande escala. Apesar do provável aumento futuro destes parâmetros extremos no município de Cascais, e tendo em conta o seu atual sistema de produção de água, não deverá ser necessário a implementação de uma dessalinizadora por osmose inversa nesta zona, pelo menos a curto prazo.

Ainda referente a Cascais, apesar de dessalinização não ser, aparentemente, uma solução viável face às condições atuais, é esperado um crescimento de população notável e um aumento da temperatura, aridez e seca em toda a região que deverão afetar futuramente a disponibilidade de água.

De forma a minimizar os impactos desta diminuição de disponibilidade de água, algumas medidas deveriam ser estabelecidas, da parte do consumo, nomeadamente:

- Reforço da sensibilização quanto à necessidade de conservação da água, os resultados dos inquéritos realizados à população mostram muita falta de conhecimento e alta desinformação face ao estado atual da água. A criação de *workshops*, formas de aprendizagem interativas e educação informal seriam um benefício, impulsionando uma mudança de paradigma de forma a adotar melhores práticas de gestão da água e comportamentos mais ajustados, não só a nível dos indivíduos da comunidade, mas também das empresas.
- Diminuição das perdas do sistema. Como foi referido anteriormente, existe ainda um elevada quantidade de água perdida ($1,6M\ m^3$). Ao corrigir estes valores, reduzindo as perdas na totalidade, seria necessário implementarem-se menos três dessalinizadoras de pequena escala para abastecer a água total necessária em Cascais em 2021; Para além das medidas mencionadas no relatório Águas de Cascais, 2021, referidas no capítulo 4 desta tese, como a instalação de válvulas redutoras de pressão, pode-se também aumentar o número de zonas de medição e controlo.
- Promover a reutilização e a reciclagem de água, por exemplo na rega de campos de golfe uma vez que são o maior consumidor de água não doméstica na zona em apreço, ou no setor da agricultura.

Finalmente, a osmose inversa pode ser uma solução para responder ao aumento de procura de água exigido pelo crescente aumento populacional e outros aspetos que possam vir a influenciar a disponibilidade de água. Não obstante, existe ainda muito que melhorar, nomeadamente a nível de eficiência de membranas, mecanismos de reaproveitamento e minimização de consumo energético e uma melhor gestão de descargas de salmoura, assim como a implementação de centrais associadas a energias renováveis. Esta evolução fará com que o custo-benefício desta tecnologia seja de cada vez melhor.

Existem muitas zonas no Sul de Portugal que sofrem de secas extremas anualmente, podendo ser ajustado nestas áreas adotar sistemas de dessalinização por osmose inversa, aliás como está já a ser implementado no Algarve.

No decurso da realização da presente tese não se conseguiu encontrar informação disponível relativa ao real custo atual de produção de água, quer a nível nacional, regional ou local, parecendo-nos poder existir um certo sigilo em torno do assunto.

De notar que os resultados obtidos foram influenciados pelas decisões metodológicas tomadas. Estudos posteriores deverão equacionar o uso de outras variáveis e indicadores. Sugere-se que seja averiguado potenciais cenários que conjuguem a produção de energia com a dessalinização, que geralmente conduzem à redução do LCOW e que seja utilizado um indicador ecológico, por exemplo a pegada de carbono do processo. Estudos posteriores podem fazer um aprofundamento dos métodos de pré e pós tratamento, considerando o SDI da água a usar, de modo a determinar quais os mais indicados.

BIBLIOGRAFIA

- Águas de Cascais. (2021). Relatório de gestão e contas. https://www.aguasdecascais.pt/wp-content/uploads/2022/04/Relatorio_Gestao_Contas_AdC_2021-compactado.pdf
- Águas de Cascais. (2023). *tarifário 2023*. Obtido 2023, de https://www.aguasdecascais.pt/wp-content/uploads/2018/04/Tarif%C3%A1rio_2023.pdf
- Akgul, D., Çakmakçı, M., Kayaalp, N., & Koyuncu, I. (2008). Cost analysis of seawater desalination with reverse osmosis in Turkey. *Desalination*, 220(1-3), 123–131.
- Alawad, S. M., Mansour, R. B., Al-Sulaiman, F. A., & Rehman, S. (2023). Renewable energy systems for water desalination applications: A comprehensive review. *Energy Conversion and Management*, 286, 117035.
- Alcoforado, M.-J., Lopes, A., Andrade, H., & Vasconcelos, J. (2005). Orientações climáticas para o ordenamento em Lisboa. *Energy and Buildings*, 11, 1–10.
- Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013). Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 343–356.
- APA. (2023). *Secas*. <https://apambiente.pt/prevencao-e-gestao-de-riscos/secas>
- APREN. (2023). *Renewable Energies*. <https://www.apren.pt/en/renewable-energies/production>
- ARM. (2023). *central dessalinadora do Porto Santo. Águas e Resíduos da Madeira, S.A.* Obtido 2023, de https://arm.pt/wp-content/uploads/2022/05/CDPS40_Brochura_vjan23.pdf
- Assembleia da República. (2005). Lei nº 58/2005, de 29 de dezembro. Diário da República n.º 249/2005, Série I-A. Assembleia da República.
- Bachmann, M. d. G. X. d. F., et al. (2006). Água e desenvolvimento sustentável. Saragoça 2008-A exposição internacional da água. *Artitextos*, (03).
- Bernat, X., Gibert, O., Guiu, R., Tobella, J., & Campos, C. (2010). The economics of desalination for various uses. *Re-thinking water and food security, Fourth Botin Foundation Water Workshop*. Edited By L. Martinez-Cortina, A. Garrido, E. Lopez-Gunn. CRC Press, pp329.

- Brizola, L. M. (2022). Balanço de massa de um sistema de tratamento convencional e eletrodiálise para dessalinização de água salobra.
- Brodersen, K. M., Bywater, E. A., Lanter, A. M., Schennum, H. H., Furia, K. N., Sheth, M. K., Kiefer, N. S., Cafferty, B. K., Rao, A. K., Garcia, J. M., et al. (2022). Direct-drive ocean wave-powered batch reverse osmosis. *Desalination*, 523, 115393.
- Brundtland, G. H., & Comum, N. F. (1987). Relatório Brundtland. *Our Common Future: United Nations*.
- Carli, F. G. d., & Ribas, L. M. (2021). Smart Cities: extrafiscalidade como indutora do desenvolvimento de cidades inteligentes. *Interações (Campo Grande)*, 22, 131–150.
- Charrua, H. C. C. (2014). *Desertificação e Reversibilidade dos Problemas de Desertificação*. (tese de doutoramento). Universidade de Lisboa (Portugal).
- Comission, E. (2023). *Renewable Energy Directive*. https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/renewable-energy-directive-targets-and-rules/renewable-energy-directive_en
- Conselho de Ministros. (2005). Resolução do Conselho de Ministros n.º 113/2005, de 30 de junho. Diário da República n.º 124/2005, Série I-B.
- Conselho de Ministros. (2015). Resolução do Conselho de Ministros n.º 56/2015, de 30 de julho. Diário da República n.º 147/2015, Série I. Presidência do Conselho de Ministros.
- Conselho de Ministros. (2016). Resolução do Conselho de Ministros n.º 52/2016, de 20 de setembro. Diário da República n.º 181/2016, Série I. Presidência do Conselho de Ministros.
- Conselho de Ministros. (2020a). Resolução do Conselho de Ministros n.º 53/2020. Diário da República n.º 133/2020, Série I. Presidência do Conselho de Ministros.
- Conselho de Ministros. (2020b). Resolução do Conselho de Ministros n.º 63/2020, de 14 de agosto. 2020-08-14. Diário da República n.º 158/2020, Série I. Presidência do Conselho de Ministros.
- Conselho de Ministros. (2021). Resolução do Conselho de Ministros n.º 68/2021, de 4 de junho. Diário da República n.º 108/2021, Série I. Presidência do Conselho de Ministros.
- Conselho Europeu. (2023). *Energia renovável: Conselho adota novas regras*. <https://www.consilium.europa.eu/pt/press/press-releases/2023/10/09/renewable-energy-council-adopts-new-rules/>
- Construcciones Alpi S.A. (2023). *PLANTA DESALINIZADORA de San Pedro del Pinatar II*.
- Cunha, J., Marques da Costa, E., & Morgado, S. (2022). Espaços verdes urbanos de proximidade e cidade saudável: uma leitura a partir de Benfica-Lisboa. *O compromisso da Geografia para territórios em mudança. Livro de Atas do XIII Congresso da Geografia Portuguesa*, 363–369.
- Curto, D., Franzitta, V., & Guercio, A. (2021). A review of the water desalination technologies. *Applied Sciences*, 11(2), 670.

- Daniel, E. R. (2022). *Viabilidade e sustentabilidade económica na implementação de um sistema de dessalinização no sector agrícola em Portugal: estudo de caso na Herdade do Pinheiro, SA*. (tese de doutoramento). Instituto politécnico de Setubal.
- Darre, N. C., & Toor, G. S. (2018). Desalination of water: a review. *Current Pollution Reports*, 4, 104–111.
- DataCascais. (2023). *Cascais Info*. <https://data.cascais.pt/geral/cascais-info>
- Dias, L. P., Seixas, J., Truninger, M., Schmidt, L., Oliveira, R., Graça, J., & Fortes, P. (2021). *CitySelfy Project and the sustainable transition of water-energy-food nexus in urban areas*. <https://novaconsumerlab.novalaw.unl.pt/consumer-conference/>
- Diez, T. (2016). Fab City Whitepaper Locally productive, globally connected self-sufficient cities.
- Domingues, M. (2019). Desenvolvimento sustentável, um desafio do passado e do presente. *Dirigir*, 24, 32–39.
- Earth, G. (2023). *Cascais*.
- earth, G. (2023a). *Al-Arish and Sheikh Zuweid desalination plant*.
- earth, G. (2023b). *central dessalinizadora de Porto Santo*.
- earth, G. (2023c). *Desalination Plant beni saf, algeria*.
- earth, G. (2023d). *Tuas South Desalination Plant*.
- EDP. (2023). *tarifários*. <https://www.edp.pt/empresas/energia/tarifarios/?prod=2043>
- Edwards, B. (2008). O guia básico da Sustentabilidade. *Editorial Gustavo Gili, SL, Barcelona*.
- El-Dessouky, H. T., & Ettouney, H. M. (2002). *Fundamentals of salt water desalination*. Elsevier.
- Europe, G. C. (2023). *thegreencities*. <https://thegreencities.eu/>
- European Commission, D.-G. f. C. (2022). Relatório geral sobre a atividade da União Europeia.
- FabCity. (2016). Locally productive, globally connected. <https://fab.city/>
- Feria-Díaz, J. J., Correa-Mahecha, F., López-Méndez, M. C., Rodríguez-Miranda, J. P., & Barrera-Rojas, J. (2021). Recent desalination technologies by hybridization and integration with reverse osmosis: A review. *Water*, 13(10), 1369.
- Gaio, Susana Marques. (2016). *Produção de água potável por dessalinização tecnologias, mercado e análise de viabilidade económica* (tese de doutoramento).
- Ghaffour, N., Bundschuh, J., Mahmoudi, H., & Goosen, M. F. (2015). Renewable energy-driven desalination technologies: A comprehensive review on challenges and potential applications of integrated systems. *Desalination*, 356, 94–114.
- Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309, 197–207.
- Gökçek, M., & Gökçek, Ö. B. (2016). Technical and economic evaluation of freshwater production from a wind-powered small-scale seawater reverse osmosis system (WP-SWRO). *Desalination*, 381, 47–57.
- Gude, V. G. (2011). Energy consumption and recovery in reverse osmosis. *Desalination and water treatment*, 36(1-3), 239–260.

- Guerreiro, M. L. B. (2009). *Dessalinização para produção de água potável: perspectivas para Portugal*. (tese de doutoramento). Universidade do Porto (Portugal).
- Gunawan, A., Simmons, R. A., Haynes, M. W., Moreno, D., Menon, A. K., Hatzell, M. C., & Yee, S. K. (2019). Techno-economics of cogeneration approaches for combined power and desalination from concentrated solar power. *Journal of Solar Energy Engineering*, 141(2), 021004.
- Huehmer, R. P. (2011). Detailed estimation of desalination system cost using computerized cost projection tools. *12th annual conference, Desalination Visions for the Future*, 14–15.
- Idealista. (2023). *Evolução do preço das casas à venda, Cascais*. <https://www.idealista.pt/media/relatorios-preco-habitacao/venda/lisboa/cascais/>
- Ihsanullah, I., Atieh, M. A., Sajid, M., & Nazal, M. K. (2021). Desalination and environment: A critical analysis of impacts, mitigation strategies, and greener desalination technologies. *Science of the Total Environment*, 780, 146585.
- IPMA. (2023a). Boletim anual 2022. *Divisão clima e Alterações climáticas*, 10(10).
- IPMA. (2023b). *Resumo climatológico mensal - Maio 2023, Continente*. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/monitoriza.mensal/mmm-clima-PT100-tt.jsp>
- Janowitz, D., Groche, S., Yüce, S., Melin, T., & Wintgens, T. (2022). Can Large-Scale Offshore Membrane Desalination Cost-Effectively and Ecologically Address Water Scarcity in the Middle East? *Membranes*, 12(3), 323.
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T., Smakhtin, V., & Kang, S.-m. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of the Total Environment*, 657, 1343–1356.
- Kettani, M., & Bandelier, P. (2020). Techno-economic assessment of solar energy coupling with large-scale desalination plant: The case of Morocco. *Desalination*, 494, 114627.
- Lazaroiu, G. C., & Roscia, M. (2012). Definition methodology for the smart cities model. *Energy*, 47(1), 326–332.
- Leon, F., Ramos-Martin, A., & Perez-Baez, S. O. (2021). Study of the ecological footprint and carbon footprint in a reverse osmosis sea water desalination plant. *Membranes*, 11(6), 377.
- Li, Raymond, Leung, Guy. C. (2021). The relationship between energy prices, economic growth and renewable energy consumption: Evidence from Europe. *Energy Reports*, (7), 1712–1719.
- Lopes, V. F. M. (2021). *Evolução recente e futura das condições de aridez em Portugal Continental: Aplicação de índices bioclimáticos*. (tese de doutoramento). Universidade de Lisboa (Portugal).
- Lourenço, J. M. (2021). *The NOVAthesis L^AT_EX Template User's Manual*. NOVA University Lisbon. <https://github.com/joamlourenco/novathesis/raw/master/template.pdf>
- Mairie de Paris. (2017). Paris Circular economy plan 2017- 2020. *Agence d'écologie urbaine*. <https://cdn.paris.fr/paris/2019/07/24/38de2f4891329bbaf04585ced5fbd0f.pdf>

- Marsal-Llacuna, M.-L., Colomer-Llinàs, J., & Meléndez-Frigola, J. (2015). Lessons in urban monitoring taken from sustainable and livable cities to better address the Smart Cities initiative. *Technological Forecasting and Social Change*, 90, 611–622.
- Marsal-Llacuna, M.-L., Colomer-Llinàs, J., & Meléndez-Frigola, J. (2020). Parecer do Comité das Regiões Europeu «Cidades inteligentes: novos desafios para uma transição justa rumo à neutralidade climática — Como aplicar os ODS na prática?» *Jornal Oficial da União Europeia*, (2020/C 39/17).
- Medeiros, V. S., et al. (2021). Dessalinização de água em uma planta de energia solar concentrada: modelagem e análise termodinâmica.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science advances*, 2(2), e1500323.
- Ministério do Ambiente. (2016). Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro. Diário da República n.º 215/2016, Série I. Ambiente.
- Ministério do Ambiente. (2017). Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro. Diário da República n.º 235/2017, Série I. Ambiente.
- Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. (2008). Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de junho. Diário da República n.º 111/2008, Série I. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. (2009a). Despacho n.º 484/2009, de 8 de Janeiro. Diário da República n.º 5/2009, Série II. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional - Gabinete do Ministro.
- Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. (2009b). Portaria n.º 1284/2009, de 19 de outubro. Diário da República n.º 202/2009, Série I. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Ministério do Ambiente e Ação Climática. (2023). Decreto-Lei n.º 69/2023, de 21 de agosto. Diário da República n.º 161, Série I. Ambiente e Ação Climática.
- Ministérios da Marinha e das Obras Públicas. (1971). Decreto-Lei n.º 468/71, de 5 de Novembro. Diário do Governo n.º 260/1971, Série I. Ministérios da Marinha e das Obras Públicas.
- Mohammadi, F., Sahraei-Ardakani, M., Al-Abdullah, Y., & Heydt, G. T. (2020). Cost-benefit analysis of desalination: a power market opportunity. *Electric Power Components and Systems*, 48(11), 1091–1101.
- Monteiro, L., & Carneiro, J. (2019). Matriz da água de Cascais.
- Mössner, S. (2016). Sustainable urban development as consensual practice: Post-politics in Freiburg, Germany. *Regional Studies*, 50(6), 971–982.
- Observatório da Energia, A., DGEG. (2021). Energia em números - Edição 2021. ADENE.
- OMIE. (2023). Mercado diário para o dia: 23/06/2023. <https://www.omie.es/pt>

- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico. (2015). Manual de Frascati. *Guía para la recopilación y presentación de información sobre la investigación y el desarrollo experimental*.
- Orive, L. A., & Lema, R. D. (2012). Vitoria-Gasteiz, Spain: from urban greenbelt to regional green infrastructure. *Green Cities of Europe: Global Lessons on Green Urbanism*, 155–180.
- Paniagua, L., García-Martín, A., Moral, F., & Rebollo, F. (2019). Aridity in the Iberian Peninsula (1960–2017): distribution, tendencies, and changes. *Theoretical and Applied Climatology*, 138, 811–830.
- Paul Reig, T. L., Francis Gassert, & Maddocks, A. (2013). *Water Stress by country*. <https://www.wri.org/data/water-stress-country>
- Pereira, C. L. (2017). *Avaliação da escassez de água e sua utilização para a modelação da Taxa de Recursos Hídricos* (tese de doutoramento).
- Pereira, L. S., Cordero, I., & Iacovides, J. (2009). Coping with Water Scarcity.
- Portugal.gov.pt. (2023). *Portugal bate recorde de produção de energia renovável*. <https://www.portugal.gov.pt/pt/gc23/comunicacao/noticia?i=portugal-bate-recorde-de-producao-de-energia-renovavel>
- Prendeville, S., Cherim, E., & Bocken, N. (2018). Circular cities: Mapping six cities in transition. *Environmental innovation and societal transitions*, 26, 171–194.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 108/2019, 2 de julho. Diário da República n.º 124/2019, Série I. Presidência do Conselho de Ministros. (s.d.).
- Riera, J. A., Lima, R. M., Hoteit, I., & Knio, O. (2022). Simulated co-optimization of renewable energy and desalination systems in Neom, Saudi Arabia. *Nature Communications*, 13(1), 3514.
- Rocha, A. P. S. (2016). *Cidades Resilientes e a Estratégia da UNISDR. O Caso da Amadora-Portugal, Cidade Referência* (tese de mestrado).
- Rodríguez-Rodríguez, D., Kain, J., D., H., & Baró, A. K. (2015). Urban self-sufficiency through optimised ecosystem service demand. A utopian perspective from European cities. *Futures*, 70, 13–23.
- Rygaard, M., Binning, P. J., & Albrechtsen, H.-J. (2011). Increasing urban water self-sufficiency: New era, new challenges. *Journal of environmental management*, 92(1), 185–194.
- Sadhwani, J., Veza, M., Jose, & Santana, C. (2005). Case studies on environmental impact of seawater desalination. *Desalination*, 185(1-3), 1–8.
- Saleh, L., & Mezher, T. (2021). Techno-economic analysis of sustainability and externality costs of water desalination production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 150, 111465.
- Santos, A. A. M. (2013). *Análise custo/benefício do processo da dessalinização da água do mar*. (tese de doutoramento). Instituto Politecnico de Leiria (Portugal).
- Sawaki, N., & Chen, C.-L. (2021). Cost evaluation for a two-staged reverse osmosis and pressure retarded osmosis desalination process. *Desalination*, 497, 114767.

- Shiklomanov, I. A., et al. (1998). World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century.
- Silva, W. F., dos Santos, I. F. S., de Oliveira Botan, M. C. C., Silva, A. P. M., & Barros, R. M. (2018). Reverse osmosis desalination plants in Brazil: A cost analysis using three different energy sources. *Sustainable cities and society*, 43, 134–143.
- Smart city Index. (2023). *Index Report 2023*. <https://imd.cld.bz/IMD-Smart-City-Index-Report-20231>
- SNIRH. (2023). *Boletim de Armazenamento nas Albufeiras de Portugal Continental*. <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.3>
- Sorek. (2021). Sorek Desalination Plant. *Sorek operation and maintance*. <https://www.idic.org.il/storage/images/719/6-Semion-Brover-Sorek-Desalination-Plant-150-mcmy.pdf>
- Taborda, Andrade, C., Marques, F., Freitas, M., Rodrigues, R., Antunes, C., & Pólvara, C. (2010). Plano Estratégico de Cascais face às Alterações Climáticas–Sector Zonas Costeiras. *PECAC, Cascais*, 48.
- United Nations. (2022). *World Populations prospects*. <https://population.un.org/wpp/Graphs/Probabilistic/POP/TOT/900>
- United Nations. (2023a). The 17 goals. *Department of Economic and Social Affairs*. <https://sdgs.un.org/goals>
- United Nations. (2023b). *Desertification*. <https://www.unccd.int/land-and-life/desertification/overview>
- Vivas, E. F. (2011). Avaliação e gestão de situações de seca e escassez - Aplicação ao caso do Guadiana. *Dissertação para Doutoramento em Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto*.
- Watereuse. (2011). Seawater Desalination Costs. *WATEREUSE ASSOCIATION DESALINATION COMMITTEE*.
- Water&waste. (2021). Freshwater generators. *Multi stage flash evaporators*.
- Williams, J. (2022). Desalination in the 21st century: a critical review of trends and debates. *Water Alternatives*, 15(2), 193–217.
- Youcef, R., Sabba, N., Benhadji, A., Djelal, H., Fakhfakh, N., & Taleb Ahmed, M. (2022). Nanofiltration Treatment of Industrial Wastewater Doped with Organic Dye: A Study of Hydrodynamics and Specific Energy. *Processes*, 10(11), 2277.
- Younos, T., & Tulou, K. E. (2005). Overview of desalination techniques. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 132(1), 3–10.
- Zhou, Y., & Tol, R. S. (2005). Evaluating the costs of desalination and water transport. *Water resources research*, 41(3).

Tabela I.1: Códigos dos cenários de pequena escala utilizados e respetiva descrição

Código	descrição
S20NL_ELC1	Tempo de vida=20 anos; Preço= ELC1; sem terreno
S20NL_ELC2	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC2; sem terreno
S20NL_ELC3	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC3; sem terreno
S20NL_ELC4	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC4; sem terreno
S20NL_ELC5	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC5; sem terreno
S20NL_ELC6	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC6; sem terreno
S20L_ELC1	Tempo de vida=20 anos; Preço= ELC1; com terreno
S20L_ELC2	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC2; com terreno
S20L_ELC3	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC3; com terreno
S20L_ELC4	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC4; com terreno
S20L_ELC5	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC5; com terreno
S20L_ELC6	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC6; com terreno
S15L_ELC1	Tempo de vida=15 anos; Preço= ELC1; com terreno
S15L_ELC2	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC2; com terreno
S15L_ELC3	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC3; com terreno
S15L_ELC4	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC4; com terreno
S15L_ELC5	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC5; com terreno
S15L_ELC6	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC6; com terreno
S15NL_ELC1	Tempo de vida=15 anos; Preço= ELC1; sem terreno
S15NL_ELC2	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC2; sem terreno
S15NL_ELC3	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC3; sem terreno
S15NL_ELC4	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC4; sem terreno
S15NL_ELC5	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC5; sem terreno
S15NL_ELC6	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC6; sem terreno

Tabela I.2: Códigos dos cenários de grande escala utilizados e respetiva descrição

Código	descrição
B20NL_E3_ELC1	Tempo de vida=20 anos; Preço= ELC1; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E3_ELC2	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC2; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E3_ELC3	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC3; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E3_ELC4	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC4; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E3_ELC5	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC5; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E3_ELC6	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC6; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20L_E3_ELC1	Tempo de vida=20 anos; Preço= ELC1; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E3_ELC2	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC2; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E3_ELC3	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC3; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E3_ELC4	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC4; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E3_ELC5	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC5; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E3_ELC6	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC6; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E3_ELC1	Tempo de vida=15 anos; Preço= ELC1; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E3_ELC2	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC2; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E3_ELC3	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC3; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E3_ELC4	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC4; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E3_ELC5	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC5; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E3_ELC6	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC6; Energia = 3kWh/ m^3 ; com terreno
B15NL_E3_ELC1	Tempo de vida=15 anos; Preço= ELC1; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E3_ELC2	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC2; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E3_ELC3	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC3; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E3_ELC4	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC4; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E3_ELC5	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC5; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E3_ELC6	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC6; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E4_ELC1	Tempo de vida=20 anos; Preço= ELC1; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E4_ELC2	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC2; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E4_ELC3	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC3; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E4_ELC4	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC4; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E4_ELC5	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC5; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B20NL_E4_ELC6	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC6; Energia = 3kWh/ m^3 ; sem terreno
B20L_E4_ELC1	Tempo de vida=20 anos; Preço= ELC1; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E4_ELC2	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC2; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E4_ELC3	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC3; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E4_ELC4	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC4; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E4_ELC5	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC5; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B20L_E4_ELC6	Tempo de vida=20 anos; Custo= ELC6; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E4_ELC1	Tempo de vida=15 anos; Preço= ELC1; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E4_ELC2	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC2; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E4_ELC3	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC3; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E4_ELC4	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC4; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E4_ELC5	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC5; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15L_E4_ELC6	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC6; Energia = 4kWh/ m^3 ; com terreno
B15NL_E4_ELC1	Tempo de vida=15 anos; Preço= ELC1; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E4_ELC2	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC2; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E4_ELC3	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC3; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E4_ELC4	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC4; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E4_ELC5	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC5; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno
B15NL_E4_ELC6	Tempo de vida=15 anos; Custo= ELC6; Energia = 4kWh/ m^3 ; sem terreno





2023 Avaliações de desempenho
Silva