



**Cristina Lucas Pereira**

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

**Avaliação da escassez de água e sua  
utilização para a modelação da Taxa de  
Recursos Hídricos**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia  
do Ambiente, Perfil de Engenharia de Sistemas Ambientais

Orientador: Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos, Professor  
Associado com Agregação, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa

Arguente: Prof. Doutor Paulo Alexandre Marques Diogo

Vogal: Prof. Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Setembro de 2017**



## **Avaliação da escassez de água e sua utilização para a modelação da Taxa de Recursos Hídricos**

Copyright © Cristina Lucas Pereira, FCT/UNL, 2017

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**

Ao Professor Rui Ferreira dos Santos, por todo o apoio nesta etapa, pela disponibilidade, sugestões e pelo acompanhamento ao longo de todo o trabalho. Agradeço também a amizade, a simpatia, a motivação e a tranquilidade que sempre me transmitiu.

À minha mãe, por me ter proporcionado tudo o que precisei durante a minha formação, e não só, também por todo o apoio e compreensão quando nem tudo corria pelo melhor.

À restante família, por todo o apoio e por entenderem as minhas (pequenas) ausências.

Aos meus amigos, pela amizade, apoio e compreensão, não só nesta etapa, mas ao longo de todo o percurso académico.

Ao Gonçalo, pela ajuda, paciência e carinho constante.

Por último, agradeço à Associação de Beneficiários do Caia, que gentilmente me cedeu dados muito específicos relacionados com os consumos agrícolas.



## Resumo

A escassez de água é um dos principais desafios a enfrentar no século XXI, assumindo relevância de forma recorrente um pouco por todo o mundo. A abordagem económica é reconhecida como fundamental para uma adequada gestão da escassez de água, designadamente para a avaliação dos custos resultantes dessa escassez e para a conceção e aplicação de instrumentos de política da água. Neste contexto, têm vindo a ser concebidos e aplicados diversos instrumentos económicos e financeiros, incluindo, por exemplo, taxas, e mercados de direito. Na Europa e em Portugal já existem diversos instrumentos desta natureza transpostos para a legislação europeia ou a nível nacional.

A Taxa de Recursos Hídricos (TRH), aplicada em Portugal desde 2008, é um instrumento económico que se fundamenta na ideia de que o utilizador dos recursos hídricos deve contribuir para a sua gestão na medida do custo que imputa à comunidade ou na medida do benefício que a comunidade lhe proporciona, concretizando a igualdade tributária transposta nas noções do utilizador-pagador e do poluidor-pagador.

Uma das seis componentes da TRH visa contribuir de forma direta para a gestão da escassez de água, adotando coeficientes de escassez diferenciados por bacia hidrográfica para o seu cálculo. Contudo, não é conhecida a fundamentação dos valores adotados para esses coeficientes com estudos, índices ou indicadores que classifiquem e detalhem o nível de escassez existente em cada bacia hidrográfica.

Neste trabalho pretende-se explorar o potencial de ligação dos coeficientes de escassez da TRH a um, ou vários, índices ou indicadores de escassez, de modo a garantir uma fundamentação mais robusta dos valores a adotar. Pretende-se ainda avaliar o efeito de cenários alternativos de modelação da TRH, avaliando o incentivo da taxa para influenciar as decisões de consumo de água nos setores doméstico, industrial e agrícola.

Através da revisão de literatura são apresentados e discutidos os conceitos relacionados com a escassez de água, bem como os principais índices e indicadores utilizados na sua avaliação, os instrumentos económicos utilizados na sua gestão, sendo dados ainda vários exemplos de taxas semelhantes à TRH aplicadas na Europa.

Com base nesta vasta revisão e na análise da situação portuguesa, analisando-se a situação hídrica nacional e a legislação base fundamental, incluindo o Regime Económico e Financeiro dos Recursos Hídricos, é formulada uma proposta de modelação dos coeficientes de escassez da TRH com base num índice de escassez. Simulam-se ainda os efeitos de seis cenários de valores da TRH para cada tipo de consumo, comparando-se o impacte nos diferentes consumidores da variação do cenário atual (*BAU*) para o cenário mais penalizador para o consumidor (cenário 6).

Os resultados obtidos permitem verificar que a TRH, do modo como está formulada, não dá um incentivo significativo para conduzir os consumidores a moderar os seus consumos, nem é eficaz

na sinalização da escassez de água existente em Portugal, pelo que importa proceder à sua reformulação. Com a modelação proposta, a taxa passa a ter em conta a escassez calculada pelo índice *WEI* +, embora o impacte e o incentivo para os diversos tipos de utilizadores, considerando os cenários avaliados, seja ainda reduzido, com exceção do impacte no setor doméstico e nas culturas de arroz e milho.

**Palavras-chave:** Escassez de água, Taxa de Recursos Hídricos, instrumentos económicos e financeiros para a gestão da água, índices e indicadores de escassez de água, *WEI* +.

## **Abstract**

Water scarcity is one of the main challenges to be faced in the 21st century, assuming a recurring relevance throughout the world. The economic approach is recognized as fundamental for adequate water scarcity management, in particular for cost assessment resulting from such scarcity and for the design and implementation of water policy instruments. In this context, many economic and financial instruments have been designed and implemented, including, for example, water taxes and water markets. In Europe and Portugal there are already several instruments of this nature transposed into European or national legislation level.

The Water Resources Tax (WRT), applied in Portugal since 2008, is an economic instrument based on the idea that the water resources user must contribute to its management in proportion to the cost that it imputes to the community or to the extent of the benefit that the community provides to it, concretizing the tax equality transposed in the notions of the user-payer and the polluter-payer.

One of the six components of WRT aims to contribute directly to water scarcity management, adopting differentiated scarcity coefficients by watershed for its calculation. However, it is not known the justification of the adopted values for these coefficients with studies, indices or indicators that classify and detail the scarcity level in each river basin.

This work intends to explore the linking potential of the scarcity coefficients of WRT to one or more scarcity indices or indicators, in order to guarantee a robust basis of the values to adopt. It is also intended to evaluate the effect of alternative scenarios of WRT modeling, evaluating the tax incentive to influence water consumption decisions in the domestic, industrial and agricultural sectors.

Through the literature review are presented and discussed the concepts related to water scarcity, as well as the main indices and indicators used in its evaluation, the economic instruments used in its management, and several examples of WRT similar taxes applied in the Europe.

Based on this extensive review and analysis of the Portuguese situation, analyzing the national hydric situation and the fundamental legislation, including the Economic and Financial Regime of Water Resources, a proposal is formulated to model the WRT scarcity coefficients based on a scarcity index. The effects of six different scenarios for WRT values, applied to each type of consumption, are also simulated, comparing the impact on the different consumers of the variation of the current scenario (BAU) to the worst scenario for the consumer (scenario 6).

The obtained results show that WRT, as formulated as it is right now, does not provide a significant incentive to lead consumers to moderate their consumption, and it's neither effective in signaling the water scarcity that exists in Portugal, which means that it is necessary to reformulate it.

With the proposed modeling, the tax considers the scarcity calculated by the WEI + index, although the impact and incentive resulting from the evaluated scenarios for the various consumers is still reduced, except for the impact on the domestic setor and rice and maize crops.

**Keywords:** Water scarcity, Water Resources Tax, economic and financial instruments for water management, water scarcity indices and indicators, WEI +.

## Índice

Agradecimentos.....	v
Resumo .....	vii
Abstract .....	ix
Índice .....	xi
Índice de figuras .....	xiii
Índice de tabelas .....	xv
Abreviaturas e símbolos.....	xvii
1. Introdução.....	1
1.1 Enquadramento .....	1
1.2 Definição do problema e objetivo .....	4
1.3 Abordagem de investigação .....	5
1.4 Organização da dissertação.....	6
2. A escassez de água .....	9
2.1 Conceitos relacionados e causas.....	9
2.2 Escassez física e escassez económica .....	13
3. Índices e indicadores utilizados na avaliação da escassez de água .....	17
3.1 Índices e indicadores com base nos requisitos de água para abastecimento público 18	
3.2 Índices e indicadores de vulnerabilidade dos recursos hídricos .....	23
3.3 Índices que incorporam as necessidades ambientais a nível de água .....	29
3.4 Índices e indicadores compósitos de escassez de água .....	33
4. Instrumentos económicos de gestão da escassez de água .....	41
4.1 Direitos de uso de água .....	42
4.2 Mercados de água ( <i>water markets</i> ).....	43
4.3 Taxas aplicadas à água ( <i>water taxes</i> ).....	45
5. Da avaliação à gestão da escassez.....	49
6. Gestão da água em Portugal – Caso de estudo português .....	51
6.1 Enquadramento legislativo institucional .....	51
6.1.1 Diretiva-Quadro da Água.....	51
6.1.2 Titularidade dos Recursos Hídricos .....	53
6.1.3 Lei da Água .....	54
6.1.4 Plano Nacional da Água.....	56
6.1.5 Planos de Gestão de Região Hidrográfica.....	58
6.2 A escassez de água em Portugal.....	59
6.2.1 Situação hídrica nacional .....	59
6.2.2 Caracterização da escassez de água por região hidrográfica .....	60
6.3 Instrumentos económicos para a gestão dos recursos hídricos em Portugal .....	75
6.3.1 Regime Económico e Financeiro dos Recursos Hídricos .....	76

6.3.2 A Taxa de Recursos Hídricos.....	77
7. Modelação da Taxa de Recursos Hídricos com base no índice de escassez <i>WEI</i> +.....	89
8. Conclusões.....	105
8.1 Síntese e balanço do trabalho desenvolvido .....	105
8.2 Principais resultados .....	108
8.3 Cumprimento do objetivo .....	110
8.4 Desenvolvimentos futuros .....	110
Referências bibliográficas .....	113
Anexos.....	119
Anexo 1 – Dados utilizados no cálculo do <i>WEI</i> + para todas as bacias hidrográficas do continente.	

## Índice de figuras

Figura 2.1 - Processos que influenciam a escassez de água e respetivas causas.....	12
Figura 2.2 - Escassez de água física e económica no mundo (dados de 2007) .....	14
Figura 3.1 - Agregação da informação no planeamento e gestão dos recursos hídricos. ....	17
Figura 3.2 - Escassez de água em 2030, segundo o indicador de Falkenmark.....	19
Figura 3.3 - A escassez de água no mundo através de um indicador de <i>stress</i> hídrico “tradicional”. .....	31
Figura 3.4 - A escassez de água no mundo através de um indicador de <i>stress</i> hídrico que tem em conta o <i>EWR</i> .....	31
Figura 6.1 - Regiões hidrográficas de Portugal.....	55
Figura 6.2 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH1.....	62
Figura 6.3 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH2.....	63
Figura 6.4 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH3.....	65
Figura 6.5 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH4.....	66
Figura 6.6 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH5.....	68
Figura 6.7 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH6.....	70
Figura 6.8 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH7.....	71
Figura 6.9 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH8.....	73
Figura 6.10 - Índice <i>WEI</i> + por bacia e por região .....	75
Figura 6.11 - Taxas e tarifas no REF .....	76
Figura 6.12 - Evolução das receitas cobradas por componente da TRH. Unidades: milhões de euros.....	84
Figura 6.13 - Contribuição dos diferentes setores utilizadores para a TRH (valores em percentagem, para o continente, no ano de 2014). ....	85
Figura 6.14 - Contribuição das RH para a TRH (valores em percentagem, para o continente, no ano de 2014).. ....	86
Figura 6.15 - Contribuição das cinco componentes da TRH para as suas receitas globais (valores em percentagem, para o continente, no ano de 2014). ....	87
Figura 7.1 - Consumo doméstico: peso da TRH no total anual faturado (cenário 1). ....	95
Figura 7.2 - Consumo doméstico: peso da TRH no total anual faturado (cenário 6). ....	96

Figura 7.3 - Consumo doméstico: peso da TRH no rendimento médio anual das famílias portuguesas (cenário 1). .....	96
Figura 7.4 - Consumo doméstico: peso da TRH no rendimento médio anual das famílias portuguesas (cenário 6). .....	97
Figura 7.5 - Consumo industrial: peso da TRH no volume de negócios da empresa em 2016 (cenário 1). .....	97
Figura 7.6 - Consumo industrial: peso da TRH no volume de negócios da empresa em 2016 (cenário 6). .....	98
Figura 7.7 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de arroz (cenário 1). .....	99
Figura 7.8 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de arroz (cenário 6). .....	100
Figura 7.9 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de milho (cenário 1). .....	100
Figura 7.10 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de milho (cenário 6). .....	101
Figura 7.11 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de tomate (cenário 1). .....	101
Figura 7.12 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de tomate (cenário 6). .....	102

## Índice de tabelas

Tabela 3.1 - Indicador de Falkenmark ( <i>WSI</i> ) .....	18
Tabela 3.2 - <i>Social Water Stress Index (SWSI)</i> .....	21
Tabela 3.3 - <i>Use-to-Resource Ratio</i> .....	22
Tabela 3.4 - <i>Water Exploitation Index</i> .....	26
Tabela 3.5 - Índice de escassez <i>WEI +</i> .....	28
Tabela 3.6 - <i>Environmental WSI (EWSI)</i> .....	30
Tabela 3.7 - Quadro-resumo dos principais indicadores/índices utilizados na avaliação da escassez de água. ....	36
Tabela 6.1 - Escoamento médio anual em regime natural na RH1. ....	61
Tabela 6.2 - Disponibilidades e necessidades na RH1. ....	62
Tabela 6.3 - Escoamento médio anual em regime natural na RH2. ....	63
Tabela 6.4 - Disponibilidades e necessidades na RH2. ....	64
Tabela 6.5 - Escoamento médio anual em regime natural na RH3. ....	64
Tabela 6.6 - Disponibilidades e necessidades na RH3. ....	65
Tabela 6.7 - Escoamento médio anual em regime natural na RH4. ....	66
Tabela 6.8 - Disponibilidades e necessidades na RH4. ....	67
Tabela 6.9 - Escoamento médio anual em regime natural na RH5. ....	68
Tabela 6.10 - Disponibilidades e necessidades na RH5. ....	69
Tabela 6.11 - Escoamento médio anual em regime natural na RH6. ....	69
Tabela 6.12 - Disponibilidades e necessidades na RH6. ....	70
Tabela 6.13 - Escoamento médio anual em regime natural na RH7. ....	71
Tabela 6.14 - Disponibilidades e necessidades na RH7. ....	72
Tabela 6.15 - Escoamento médio anual em regime natural na RH8. ....	72
Tabela 6.16 - Disponibilidades e necessidades na RH8. ....	73
Tabela 6.17 - Índice de escassez <i>WEI +</i> para as RH do continente .....	74
Tabela 6.18 - Valores de base da componente A para os diferentes setores. ....	79
Tabela 6.19 - Valores de base da componente E por tipo de poluente e por quilograma.....	80
Tabela 6.20 - Valores de base da componente O para os diferentes setores. ....	82
Tabela 6.21 - Valores de base da componente U para os diferentes setores.....	83

Tabela 6.22 - Valores da TRH arrecadados em 2014 por setor consumidor para as RH e para o continente (valores em €).....	85
Tabela 6.23 - Valores da TRH arrecadados em 2014 por componente para as RH e para o continente (valores em €) .....	86
Tabela 7.1 - Coeficientes de escassez correspondentes ao <i>WEI</i> +. ....	89
Tabela 7.2 - Água consumida nas culturas de arroz, milho e tomate.....	90
Tabela 7.3 - Cenário 1 ( <i>BAU</i> ).....	91
Tabela 7.4 - Cenário 2 (coeficientes de escassez modificados de 1 a 2 e estendidos à componente U).....	92
Tabela 7.5 - Coeficientes de escassez correspondentes ao <i>WEI</i> +, definidos especificamente para o cenário 3.....	92
Tabela 7.6 - Cenário 3 (coeficientes de escassez modificados de 1 a 4 e estendidos à componente U).....	93
Tabela 7.7 - Cenário 4 (valores base duplicados em cada componente). ....	93
Tabela 7.8 - Cenário 5 (valores base duplicados em cada componente, coeficientes de escassez modificados de 1 a 2 e estendidos à componente U).....	93
Tabela 7.9 - Cenário 6 (valores base duplicados em cada componente, coeficientes de escassez modificados de 1 a 4 e estendidos à componente U).....	94
Tabela 7.10 – Consumo doméstico: peso da TRH na fatura da água (anualmente). ....	95
Tabela 7.11 - Consumo doméstico: peso da TRH no rendimento médio anual das famílias portuguesas.....	96
Tabela 7.12 - Consumo industrial: peso da TRH no volume de negócios do ano de 2016.....	97
Tabela 7.13 - Produtividade média de cada cultura. ....	98
Tabela 7.14 - Preço médio de venda de cada cultura. ....	98
Tabela 7.15 - Rendimento médio por cultura.....	99
Tabela 7.16 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento médio de cada cultura.....	99
Tabela 7.17- Produtividade económica da água nas culturas de arroz, milho e tomate.....	102

## **Abreviaturas e símbolos**

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

ARH – Administração da Região Hidrográfica

BH – Bacia Hidrográfica

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO – Carência Química de Oxigénio

DPH – Domínio Público Hídrico

DPHE – Domínio Público Hídrico do Estado

DQA – Diretiva Quadro da Água

*HWSI – Hydrological Water Stress Index*

IDH – Índice de Desenvolvimento Humano

*IWMI – Instituto Internacional de Gestão da Água*

ONU – Organização das Nações Unidas

PGRH – Plano de Gestão de Região Hidrográfica

PNA – Plano Nacional da Água

PNUEA – Plano Nacional para o Uso Eficiente da Água

REF – Regime Económico e Financeiro

RH – Região Hidrográfica

TRH – Taxa de Recursos Hídricos

*WAI – Water Availability Index*

*WEI – Water Exploitation Index*

*WEI + – Water Exploitation Index plus*

*WRVI – Water Resources Vulnerability Index*



# 1. Introdução

## 1.1 Enquadramento

A água é o principal recurso natural existente no planeta. A vida depende da água e dela dependem também todas as atividades humanas, entre as quais a produção agrícola, industrial, energética e o abastecimento urbano.

É, desde sempre, um recurso imprescindível presente em todos os processos biológicos conhecidos, na sua manutenção através do ciclo da água e na regulação dos ecossistemas, tornando-se por isso um bem essencial em qualquer parte do globo.

Durante as últimas décadas os recursos hídricos têm sido bastante explorados e influenciados negativamente pelo seu uso incorreto, levando a fenómenos como a escassez de água potável.

A escassez de água, geralmente confundida com a seca, apresenta pequenas, mas importantes diferenças. A seca é não mais do que um fenómeno natural que ocorre devido a condições climatéricas extremas, “resultando de um *deficit* de precipitação face às condições normais para um dado período” e para uma dada região (Vivas & Maia, 2008). Apesar de não existir uma definição universalmente aceite, a escassez de água, ou o *stress* hídrico, “ocorre onde os recursos hídricos são insuficientes para satisfazer as necessidades de longo prazo”. Pode também ser considerada um “desequilíbrio de longo termo, combinando um baixo nível de disponibilidades com um nível de necessidades excedendo a capacidade de abastecimento dos sistemas naturais” (Vivas & Maia, 2008). De acordo com os mesmos autores, estas situações verificam-se normalmente em regiões com escassez de recursos hídricos e elevada densidade populacional, e/ou atividades agrícolas ou industriais intensas.

O crescimento demográfico, o aumento do consumo de água *per capita* associado à melhoria da qualidade de vida da população, a crescente urbanização e conseqüente degradação da qualidade e quantidade de água nas suas origens são alguns dos fatores que conduziram a várias situações de escassez de água, a par com situações de precipitação reduzida (condições climatéricas). Estes fatores causam discrepâncias entre as necessidades e disponibilidades de água, levando a que este recurso sofra um aumento progressivo do seu valor económico (Vieira, 2003; Reigada, 2014; Fael, 2017).

Devido a fenómenos de escassez cada vez mais frequentes em todo o mundo, em locais onde a oferta não suprime a procura desenvolvem-se conflitos e restrições de usos que prejudicam o desenvolvimento económico e a qualidade de vida da população (Henriques *et al*, 2006).

De acordo com o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (2017), prevê-se que a procura decorrente da produção agrícola, industrial e energética (hídrica) aumente significativamente nas próximas décadas.

Atualmente, o setor agrícola é responsável por 70% das extrações de água no mundo, valor que aumentou nos últimos 50 anos com o crescimento das áreas de irrigação para o dobro, com a prática da aquicultura aumentada em mais de 20 vezes no interior dos continentes e com o aumento da produção pecuária para o triplo (WWAP, 2017).

Apesar de se verificar que a maioria dos países tem disponibilidades hídricas suficientes para satisfazer tanto necessidades domésticas como industriais, agrícolas e ambientais, existe um desequilíbrio relacionado com uma gestão pouco eficiente e refletida das necessidades e do respetivo uso. São reconhecidas falhas nas políticas económicas, de gestão dos recursos hídricos, agrícolas ou de ordenamento que, por não se adequarem aos recursos existentes, acabam por desenvolver desequilíbrios a médio e longo prazo (Vivas & Maia, 2008). Nesta perspetiva, a escassez pode ser considerada económica, ou física, como se verifica nas zonas mais áridas e com elevada densidade populacional como o Norte de África e a Ásia Central e Oeste (Vivas & Maia, 2008).

Em Portugal, a situação de *stress* hídrico é considerada de nível moderado, com realidades regionais muito diversas (Ramos Pereira, Zêzere & Morgado, 2004). A região Norte apresenta maior disponibilidade de água, contrariamente às regiões do Algarve e Alentejo onde os recursos hídricos são mais escassos. Atualmente é utilizado em Portugal um índice de escassez de água, denominado *WEI* +, que define os níveis de escassez, em percentagem, para cada região hidrográfica, permitindo relacionar as disponibilidades com as necessidades e assim avaliar a procura em relação à oferta, por forma a considerar a existência de escassez de água em cada região hidrográfica (APA, 2016a). A sua utilização, bem com o estudo geral da escassez nas bacias portuguesas carece ainda de algum rigor e detalhe.

Os recursos hídricos nacionais apresentam atualmente menor proporção que o desejável, existindo bacias com níveis de escassez moderada e bacias consideradas sem escassez (APA, 2016a).

Sendo essencial satisfazer as necessidades de água para os diversos usos, têm surgido várias iniciativas para a proteção e sustentabilidade dos recursos hídricos. A dessalinização da água do mar, pela sua vasta quantidade, é uma opção para satisfazer parte da procura, no entanto não é considerada uma opção economicamente viável (Monte & Albuquerque, 2010).

Por forma a garantir uma boa gestão destes recursos, é necessário assegurar e adequar as estratégias económicas, em paralelo com políticas eficazes. A compreensão de conceitos relacionados com a gestão sustentável dos recursos hídricos e a concretização de planos e das políticas existentes implica a consideração da variabilidade espacial dos recursos hídricos, as infraestruturas associadas, a gestão de interesses e conflitos, e um correto estabelecimento de prioridades (Rodrigues *et al*, 2016). Os instrumentos de planeamento e gestão, bem como os instrumentos económicos são aqui grandes aliados, permitindo uma boa governação a nível dos recursos.

Como resultado das preocupações existentes em torno da gestão da água surgiram várias políticas ambientais na Comunidade Europeia, com o objetivo de proteger as respetivas águas, tanto em termos qualitativos como quantitativos. A Diretiva-Quadro da Água (DQA), de 23 de outubro de 2000, é o principal instrumento da Política da União Europeia relativo à água, recomendando a utilização de instrumentos económicos e financeiros na racionalização da utilização dos recursos hídricos. Esta diretiva estabelece um quadro de ação comunitária para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas.

A nível nacional, surgiu em 2005 a Lei da Água (Lei nº 58/2005, de 29 de dezembro, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 245/2009 de 22 de setembro e pelo Decreto-Lei nº 130/2012 de 22 de junho) que estabelece as bases para a gestão dos recursos hídricos superficiais, de transição, costeiros e subterrâneos em Portugal. É uma transposição da DQA para o direito interno português, sendo mais específica em relação à aplicação da política dos preços da água.

Esta legislação europeia e nacional é a base da gestão dos recursos hídricos em Portugal, decorrendo dela vários objetivos e necessidades, a curto e longo prazo, que estão em constante alteração e resolução.

Decorrente da recomendação do “emprego de instrumentos económicos e financeiros na racionalização do aproveitamento dos recursos hídricos” presente nos princípios da DQA, é estabelecido o Regime Económico e Financeiro, aprovado pelo DL n.º 97/2008 de 11 de junho, como diploma complementar à Lei da Água. Este diploma tem como objetivo a otimização e a racionalização do aproveitamento dos recursos hídricos, em conjunto com outros instrumentos de gestão, admitindo a água como recurso público e como bem económico cuja utilização leva muitas vezes a benefícios privados.

A utilização de águas pertencentes ao Domínio Público Hídrico do Estado e outras atividades como a descarga de efluentes, a extração de inertes e a ocupação do DPHE ou a utilização de águas sujeitas a planeamento e gestão públicas são atividades que por norma geram custos públicos e benefícios privados significantes. Com o aumento da escassez de água, não só estes custos se intensificam, como também são reforçadas as atividades de planeamento, gestão e proteção dos recursos hídricos (Reigada, 2014).

Em relação a estas atividades, e como inovação relativamente à DQA, a Lei da Água faz uma diferenciação entre os utilizadores de recursos hídricos e os utilizadores de serviços públicos. Os primeiros estão sujeitos à Taxa de Recursos Hídricos e os segundos a uma tarifa dos serviços das águas, na qual está repercutida a TRH.

A TRH, introduzida no Artigo 78.º da Lei da Água, consiste num instrumento económico e financeiro encontrado para compensar o benefício resultante de usos privados do DPHE, o custo ambiental inerente às atividades suscetíveis de causar um impacte significativo nos recursos hídricos, os custos administrativos de planeamento, gestão, fiscalização e garantia da quantidade e qualidade das águas, bem como contribuir para a sustentabilidade dos serviços

urbanos de águas, com vista a promover o acesso universal à água e ao saneamento, a um custo socialmente aceitável.

Esta taxa é considerada um incentivo à utilização sustentável dos recursos hídricos uma vez que visa promover o seu uso eficiente e comedido pelos utilizadores. Existindo este tipo de custos para o utilizador final, promove-se a consciencialização para a poupança de água e a melhoria da qualidade dos efluentes.

Para além da adoção de instrumentos económicos e financeiros, a sustentabilidade dos recursos hídricos prende-se com uma boa gestão a nível das bacias hidrográficas, com a identificação e salvaguarda das fontes de abastecimento, condicionando os utilizadores nos seus usos de modo a gerir da melhor forma tanto os consumos gerados pelas atividades económicas como os consumos singulares.

## 1.2 Definição do problema e objetivo

A caracterização da escassez de água pode ser muito complexa. Muitos têm sido os esforços para a caracterizar, e são também muitos os índices e indicadores existentes para o mesmo efeito. Sendo os custos de escassez muito significativos, existe a necessidade de os internalizar, no entanto, existe também uma dificuldade em conceber instrumentos económicos de acordo com o recomendado na DQA. A Taxa de Recursos Hídricos é um dos instrumentos económicos desenvolvidos que pretende corresponder ao recomendado na DQA, no entanto, apresenta alguns pontos que não traduzem os princípios em causa na diretiva.

Sendo a escassez de água um problema crescente em Portugal, acentuado apenas em certas regiões, surge a necessidade da existência de bons instrumentos económicos, que contribuam para uma melhor gestão dos recursos hídricos e promovam a sua utilização reduzida nos locais onde a situação se encontra mais agravada.

A TRH pretende atuar ao nível da gestão da água em Portugal, funcionando como um modelo económico para sinalizar problemas como a escassez de água, inculcando no consumidor a noção do princípio do poluidor-pagador e do utilizador-pagador.

Das seis componentes que fazem parte da TRH, é na primeira que se situa a principal questão deste estudo. A componente A corresponde à utilização privativa de águas do DPHE e é calculada através de um valor base, por volume de água captado, desviado ou utilizado (€/m<sup>3</sup>). Contribuindo de forma direta para a gestão da escassez de água, esta componente é ainda multiplicada por um coeficiente de escassez. Estes coeficientes, diferenciados por BH, são fixos e estão definidos no ponto 3 do artigo 7.º do Decreto-Lei n.º 97/2008.

Apesar de explícito nos PGRH que foi considerado um índice de escassez na definição destes coeficientes, este não é conhecido. De igual forma, não se obteve conhecimento da forma com que se relacionou esse índice a um nível de escassez, por RH ou BH, para que se justificassem os valores publicados.

Este estudo tem assim como objetivo primário explorar e identificar índices e indicadores geralmente utilizados na avaliação da escassez de água, com o propósito de estabelecer uma ligação aos instrumentos económicos (TRH), nomeadamente através dos coeficientes de escassez definidos para a TRH, de modo a garantir uma fundamentação mais robusta dos valores a adotar. É importante que um instrumento económico que vise internalizar os custos de escassez seja baseado numa caracterização adequada da escassez e tal não acontece atualmente.

A segunda questão a abordar neste estudo relaciona-se com a formulação das componentes da taxa e com o respetivo impacte e incentivo na moderação dos consumos dos vários utilizadores visto que, atualmente, a taxa não parece incentivar os consumidores a utilizar a água de modo sustentável.

Deste modo, pretende-se apresentar uma proposta de modelação da taxa que vise melhorar a internalização da escassez e que avalie também o impacte da TRH nos diversos tipos de consumos, segundo a utilização de vários cenários alternativos, onde se estabelecem alterações nos valores base e nos coeficientes de escassez aplicados na taxa. Através do efeito provocado pelos cenários, avalia-se igualmente o incentivo da taxa para influenciar as decisões de consumo de água nos setores doméstico, industrial e agrícola.

### 1.3 Abordagem de investigação

A abordagem utilizada neste estudo baseia-se numa revisão de literatura constituída essencialmente por publicações académicas e profissionais, relatórios de organizações nacionais e internacionais e pela legislação em vigor.

Parte-se da revisão dos conceitos relacionados com a escassez de água e dos indicadores e índices que a permitem avaliar, seguindo-se a também revisão dos instrumentos económicos relacionados com a gestão e valorização da água. Esta revisão tem como foco principal os instrumentos económicos, nomeadamente taxas e mercados de direito, sendo apontados alguns exemplos utilizados fora de Portugal.

Através da revisão efetuada pretende-se estabelecer a ligação dos instrumentos económicos aos índices ou indicadores de escassez, salientando a importância de que é essencial ter por base bons indicadores ou índices que, mesmo sendo complexos, possam permitir uma correta avaliação da escassez e um conseqüente uso correto e justo dos instrumentos económicos.

Existindo essa necessidade, propõe-se a ligação dos instrumentos económicos (TRH) ao índice *WEI* +, atualmente em uso em Portugal.

Sendo a TRH um instrumento económico desenvolvido pela Lei da Água e aplicado pelo Regime Económico e Financeiro dos Recursos Hídricos, é revista toda a base legislativa por detrás da taxa, incluindo os planos com que ela se relaciona. É também através da legislação que se caracteriza a sua estrutura e as suas componentes.

Com base nos Planos de Gestão da Região Hidrográfica é caracterizada a situação hídrica nacional a nível da escassez, contabilizando as disponibilidades e necessidades por BH, sendo essa informação relevante para compreender os valores aplicados no cálculo do *WEI* + efetuado por BH.

Descrito o mecanismo de implementação da TRH, através dos documentos legislativos onde se insere, é feita uma proposta de modelação da taxa através da ligação dos instrumentos económicos aos índices/indicadores de escassez, procurando uma reformulação nas suas componentes, através da criação de seis cenários para diferentes tipos de consumo. A modelação é realizada através da conjugação dos valores base definidos para cada componente com valores admitidos, consoante o tipo de consumo, e com os coeficientes de escassez propostos.

Com a modelação da TRH pretende-se avaliar o efeito dos seis cenários para os consumos doméstico, industrial e agrícola, comparando-se o impacto em cada um dos consumidores, da variação do cenário atual (*BAU*) para o cenário mais penalizador para o consumidor. Verifica-se, de seguida, se as alterações na taxa, de um cenário para o outro, poderão levar à alteração do comportamento dos utilizadores, tornando a taxa um instrumento económico eficaz na sinalização da escassez de água em Portugal.

#### 1.4 Organização da dissertação

A presente dissertação divide-se em oito capítulos principais. Estes são complementados pela secção inicial, que inclui o resumo, os índices e as abreviaturas e símbolos, e pela secção final, que inclui a lista de referências bibliográficas e os anexos.

No primeiro capítulo é feito um enquadramento geral dos assuntos abordados, com destaque para a problemática geral da escassez de água e para a situação hídrica nacional a nível legislativo. Este ponto clarifica o tema, mostrando a sua relevância. De seguida, são enunciados o principal problema em estudo e os objetivos propostos, apresentando também a abordagem de investigação utilizada para a sua concretização.

O segundo capítulo faz um levantamento pormenorizado dos conceitos relacionados com a escassez de água, constituindo o início da revisão de literatura, com informação recolhida principalmente através de publicações científicas. Neste sentido analisam-se as causas e os tipos de escassez, fazendo distinção entre conceitos que podem ser muito semelhantes, delimitando também o âmbito do estudo.

No terceiro capítulo é dada continuidade à revisão de literatura, enumerando os vários índices e indicadores possíveis de ser utilizados na contabilização da escassez de água, apresentando as suas vantagens e desvantagens. Devido às desvantagens verificadas, alguns já se encontram ultrapassados, continuando outros a ser utilizados nos mais diversos países. No fim deste

capítulo encontra-se um quadro-resumo que sintetiza os aspetos importantes de cada um dos índices e indicadores abordados, expondo as principais diferenças entre cada um.

O quarto capítulo encerra a revisão de literatura, destacando os instrumentos económicos utilizados na gestão da água, e na promoção do seu uso eficiente, para evitar chegar a situações de escassez. São definidos os direitos de uso de água (*water rights*), os mercados de água (*water markets*) e as taxas aplicadas à água (*water taxes*), situando-se nestas o foco principal, onde se enquadra a TRH. Sendo a TRH o único exemplo a nível nacional, neste capítulo são ainda enumerados quatro exemplos de aplicação de taxas semelhantes na Europa.

No quinto capítulo é feita uma retrospectiva da revisão de literatura, salientando a ligação que necessita ser criada entre os instrumentos económicos de gestão da água e consequente escassez, nomeadamente as taxas, e os índices e indicadores de escassez de água. Este capítulo representa o elo de ligação da revisão de literatura ao caso de estudo português, destacando que a base de informação para a caracterização da escassez de água necessária à TRH deve ser suportada por índices ou indicadores.

O sexto capítulo faz um levantamento da legislação base para a gestão da água a nível nacional, com o objetivo de percorrer os diferentes diplomas, da DQA até aos PGRH, que caracterizam a escassez, avaliando disponibilidades e necessidades. Ainda neste capítulo, é introduzida a TRH através do REF, descrevendo a sua evolução e a sua estrutura atual, revelando também os resultados da sua aplicação segundo os dados mais recentes.

O capítulo sétimo pode ser considerado o capítulo-chave, onde se propõe a ligação dos instrumentos económicos aos índices e indicadores de escassez, através da modelação da TRH. Partindo de seis diferentes cenários, é simultaneamente avaliado o impacto do aumento do valor da taxa para cada tipo de consumidor, doméstico, industrial ou agrícola. Neste capítulo são ainda interpretados e discutidos os resultados da modelação.

Por fim, no último capítulo numerado, são apresentadas as conclusões, realizando a síntese e balanço do trabalho efetuado. Para além dos principais resultados obtidos, são propostos possíveis temas de desenvolvimento futuro relacionados com o âmbito da dissertação.



## 2. A escassez de água

### 2.1 Conceitos relacionados e causas

A escassez de água pode resultar de variados fenómenos, que podem dever-se a causas naturais, a atividades humanas, ou mesmo resultar da interação de ambos (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Pode tratar-se de aridez, de desertificação, de escassez hídrica (*water shortage*) e de seca.

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 (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009; Vivas, 2011; Charrua, 2014). 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 (Pereira, Cordery & Iacovides, 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 da utilização 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 induzida pelo homem à escala global (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009; Vivas, 2011). Segundo a Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, o termo desertificação está relacionado com a degradação do solo em zonas áridas, semi-áridas e sub-húmidas, resultantes de fatores como as alterações climáticas e atividades humanas, onde se inclui a erosão do solo e a sua salinização (Vivas, 2011; Kirby & Landmark, 2011 *vide* Charrua, 2014).

Quando a degradação do solo acontece em terras secas, criam-se geralmente condições desérticas (Charrua, 2014). Quanto maior a aridez e a fragilidade dos ecossistemas, mais suscetível é uma região à desertificação (Vivas, 2011).

A seca também pode agravar fortemente o processo de desertificação, aumentando temporariamente a pressão humana sobre o solo e os recursos hídricos subterrâneos (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). Podendo as situações de escassez de água levar à desertificação, é importante defini-la ainda tendo em conta o desequilíbrio de água que é provocado por uma má gestão da mesma, sendo esta considerada uma das principais causas da desertificação (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). O mau uso da água e dos solos devem ser fatores-chave a considerar neste conceito para que a maior parte das definições de desertificação não se foquem apenas na degradação do solo (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

A escassez de água (*water shortage*) é também um desequilíbrio relativo às disponibilidades de água. É induzido pelo homem, e, relativamente aos restantes fenómenos, é o menos severo e com menor duração. Na maior parte das vezes é um fenómeno temporário, provocado pela sobre-exploração das águas subterrâneas e superficiais, muitas vezes captadas para além da sua capacidade de renovação natural, e também pela fraca qualidade da água em causa, com alguma carga de poluição associada (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

A seca consiste num desequilíbrio natural, mas temporário, da disponibilidade de água, em que a precipitação ocorre persistentemente abaixo da média, e cuja frequência, duração e gravidade são praticamente incertas (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). Neste fenómeno, a precipitação é uma característica climática de ocorrência imprevisível, ou muito difícil de prever, resultando numa baixa disponibilidade de recursos hídricos e na capacidade de carga reduzida dos ecossistemas (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). No conjunto dos conceitos aqui referidos, é o mais severo.

É um fenómeno passível de ocorrer em qualquer região e em qualquer tipo de clima, embora as suas características sejam bastante variáveis de região para região (Vivas, 2011). Distingue-se de outros fenómenos meteorológicos devido ao seu lento desenvolvimento e à diferença espacial entre as áreas onde ocorre o défice de precipitação e a região onde se verificam os principais impactes (Vivas, 2011).

Os impactes da seca são mais elevados quando a procura está próxima, ou é superior à disponibilidade média de água a longo prazo. Os seus efeitos são particularmente graves quando os recursos hídricos são limitados e não existe suficiente capacidade de armazenamento de água (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). Quando existem elevados níveis de poluição e quando a gestão da água é deficitária, os efeitos da seca também se fazem sentir com gravidade, limitando o acesso às várias fontes existentes (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009; Vivas, 2011).

Sendo ambos os conceitos, de escassez de água e de seca, dependentes da escala temporal adotada, é importante clarificar a sua definição. Assim, resumidamente, o termo "seca" designa uma redução temporária da disponibilidade de água devida, por exemplo, a uma precipitação insuficiente, e o termo "escassez de água" significa que a procura de água excede os recursos hídricos exploráveis em condições sustentáveis (CCE, 2007).

No seguimento deste trabalho, existe a necessidade de limitar o âmbito do estudo, consoante os vários tipos de escassez existentes.

No desenvolvimento da restante revisão de conceitos e da problemática em geral, os conceitos existentes para a escassez de água serão limitados a apenas um, que será o conceito menos severo e mais comum de escassez de água (*water shortage*). Tratando-se de um tipo de escassez menos severo, é na escassez leve e moderada que se enquadra o problema definido nesta dissertação, onde podem ser aplicados instrumentos económicos, como taxas, tarifas ou subsídios de modo a ajustar e resolver problemas de gestão de água.

Em pleno século XXI, o uso sustentável da água não é uma questão prioritária apenas em regiões que sofrem com a escassez de água. Este é um tema com prioridade na agenda política em todas as regiões e em todos os setores, embora seja uma questão particularmente relevante para a agricultura (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Devido a uma má gestão deste recurso, com poucas ou nenhuma restrições no seu consumo, a água tem se tornado escassa, não só nas regiões áridas e secas, mas também onde a precipitação é relativamente abundante.

Estas questões causam desequilíbrios entre a disponibilidade e a procura, concorrência entre vários setores, conflitos inter-regionais e mesmo internacionais (Henriques *et al*, 2006; CCE, 2007; Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Também a degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas é uma consequência da má gestão dos usos da água. Neste caso, os recursos hídricos tornam-se bastante limitados para a agricultura e para o uso humano, podendo mesmo deixar de estar disponíveis (Henriques *et al*, 2006; Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

A escassez de água, evento climático que pode ter a duração de semanas, meses, anos ou estações inteiras, é sempre um fenómeno induzido por atividades humanas (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009; EEA, 2010). Ocorre devido ao uso excessivo dos recursos hídricos, em que o consumo é significativamente maior do que a disponibilidade renovável natural, ou devido à poluição existente na água (reduzindo a possibilidade da sua utilização).

Não existindo uma definição universalmente aceite, a nível europeu é considerado que a escassez de água “ocorre onde os recursos hídricos são insuficientes para satisfazer as necessidades de longo prazo”, sendo também considerada um “desequilíbrio de longo termo, combinando um baixo nível de disponibilidades com um nível de necessidades que excede a capacidade de abastecimento dos sistemas naturais” (EEA, 2010; DG Env EC, 2007 *fide* Vivas, 2011). A escassez de água pode ainda ser classificada segundo duas situações distintas, existindo a escassez física e a escassez económica (APA, 2016b).

As principais situações de escassez verificam-se habitualmente em regiões com recursos hídricos bastante limitados e/ou onde exista uma elevada utilização de água, consequência da elevada densidade populacional, e/ou de atividades agrícolas e industriais intensas (Vivas, 2011).

Existem atualmente disponibilidades suficientes na maioria dos países para satisfazer as suas necessidades a nível urbano, industrial e agrícola e ainda dos principais ecossistemas (Vivas, 2011; Guarino, 2017). No entanto, acaba por existir escassez devido à má gestão dos recursos hídricos e a falhas existentes nas políticas económicas, agrícolas e de ordenamento, muitas vezes desadequadas aos recursos existentes. Estes fatores levam a um desequilíbrio nas disponibilidades, que é agravado quando já se encontra demarcado (Louka, 2008 *fide* Vivas, 2011; Guarino, 2017).

A Figura 2.1 ilustra os vários processos que podem influenciar e contribuir para o desenvolvimento da escassez de água.

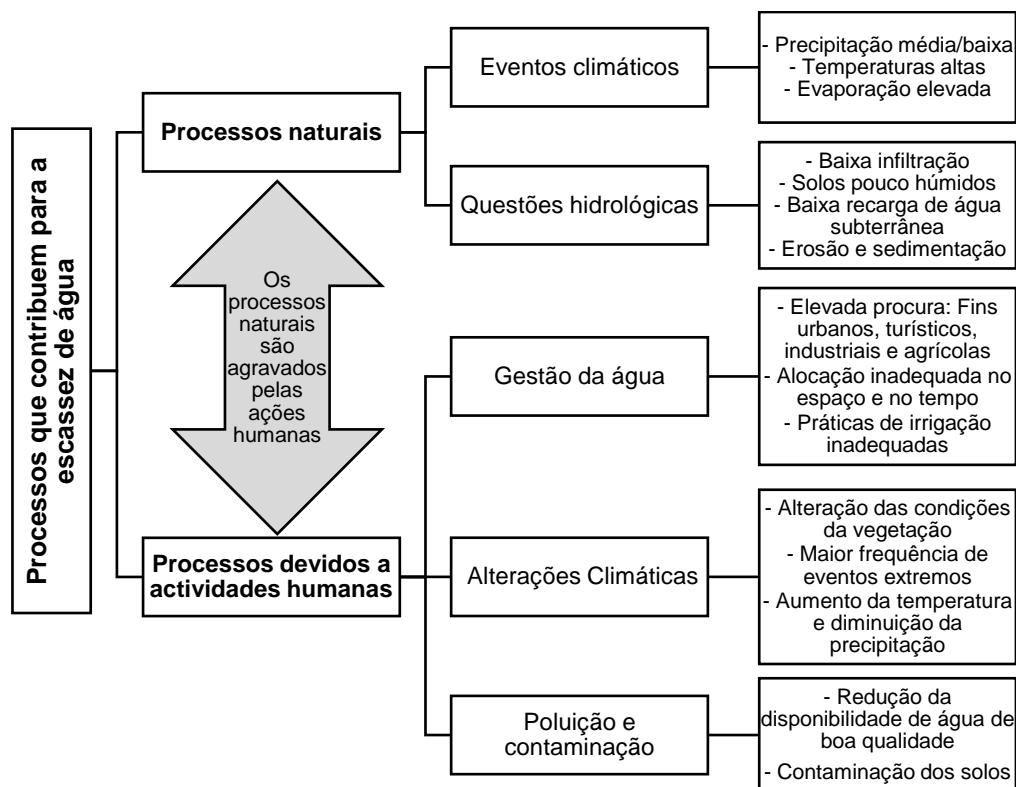


Figura 2.1 – Processos que influenciam a escassez de água e respetivas causas (adaptado de Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Nas regiões semi-áridas, áridas e secas, os processos que levam à escassez de água possuem características específicas, que atuam fortemente sobre a disponibilidade de água e a sua gestão (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

As características presentes nessas regiões são muito semelhantes, principalmente a nível do clima, do regime de precipitação, das condições de escoamento superficial, da infiltração do solo e do regime de reposição de aquíferos profundos e superficiais (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). Igualmente importantes nesta questão são processos como o crescimento populacional, a má gestão dos recursos e as alterações e a variabilidade climática (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

O crescimento da população é normalmente associado ao desenvolvimento de áreas metropolitanas, que proporcionam maiores oportunidades de emprego e incluem áreas turísticas, desenvolvidas especialmente nos litorais (Rijsberman, 2006; Pereira, Cordery & Iacovides, 2009). O elevado crescimento populacional tem conduzido a uma pressão considerável sobre os recursos hídricos e respetivas infraestruturas disponíveis, que normalmente não acompanham a procura existente (Rijsberman, 2006; Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

As alterações climáticas, entendidas como alterações a longo prazo, estão associadas ao aquecimento global devido a fatores naturais e a atividades humanas (Dinse, 2012). A variabilidade climática, por outro lado, faz parte do sistema climático da Terra e ocorre em várias escalas temporais e espaciais, podendo existir ciclos mais curtos ou mais longos em elementos como a precipitação e a temperatura (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009; Dinse, 2012).

As alterações climáticas alteram a composição da atmosfera global e são uma adição à variabilidade climática natural observada, em períodos de tempo comparáveis (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009; Dinse, 2012). Quanto mais seco é o clima, mais sensível é a hidrologia local e a mínima mudança na temperatura e na precipitação pode causar alterações consideráveis no escoamento (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

## 2.2 Escassez física e escassez económica

De acordo com Rijsberman (2006), “é surpreendentemente difícil determinar, se de facto existe escassez de água no sentido físico a nível global (problema de oferta) ou se o recurso está disponível, mas deveria ser utilizado de uma forma mais adequada (problema da procura)”.

A escassez física de água encontra-se definida como sendo uma “quantidade insuficiente de recursos hídricos para satisfazer a procura existente” (PNUD, 2006). Existe escassez física quando mais de 75% da água dos rios ou de aquíferos é destinada à agricultura, indústria ou ao uso doméstico (contabilizando os retornos) (Kummu *et al.*, 2010; Brown & Matlock, 2011).

Se mais de 60% da água dos rios ou de aquíferos é igualmente destinada a alguma atividade, as bacias hidrográficas em causa correm o risco de vir a enfrentar escassez física de água num futuro próximo (Kummu *et al.*, 2010).

O Relatório de Desenvolvimento Humano de 2006 da ONU, indica que “o problema está na gestão” e que a maioria dos países dispõe de água suficiente para satisfazer as necessidades domésticas, industriais, agrícolas e ambientais” (PNUD, 2006).

A escassez económica de água ocorre quando um país tem recursos naturais suficientes, no entanto, teria de efetuar um investimento significativo em infraestruturas hídricas e suportar custos de operação, designadamente de energia, elevados, de forma a satisfazer a procura de água da sua população (Brown & Matlock, 2011; Andrade, 2013). Este tipo de escassez deve-se, muitas das vezes, à distribuição desigual de recursos causada por diversas razões, entre as quais conflitos políticos e éticos (e.g. África Subsariana) (The Water Project, 2006).

O Instituto Internacional de Gestão da Água (*IWMI*) avaliou o estado global dos recursos hídricos, classificando a escassez em quatro grupos: pouca ou nenhuma escassez de água; escassez física de água; próximo da escassez física de água; e escassez económica de água (Figura 2.2) (Brown & Matlock, 2011).

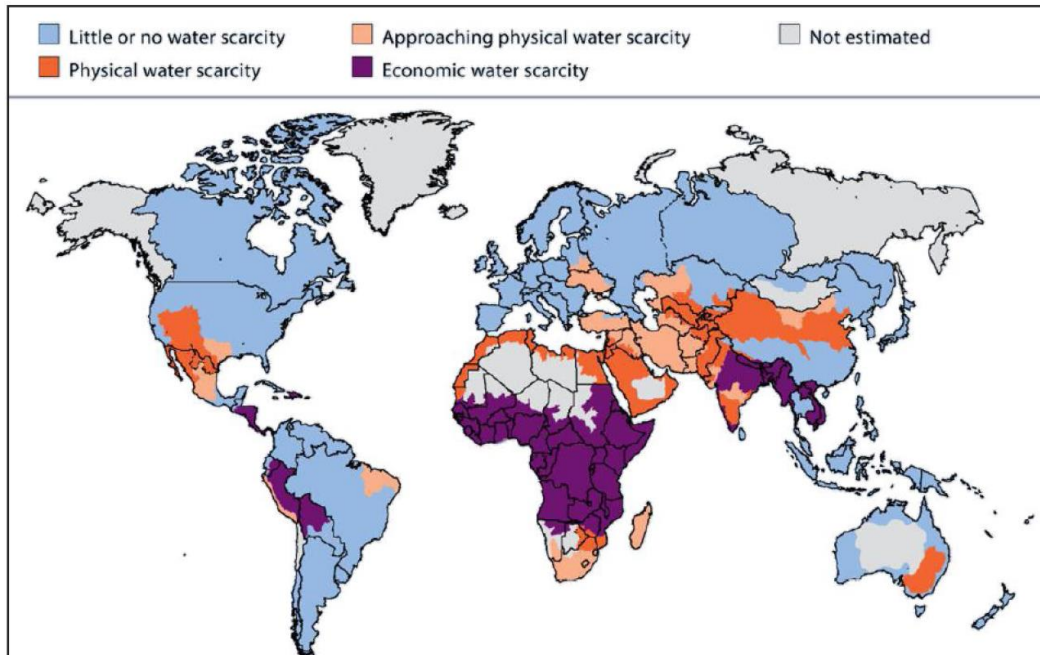


Figura 2.2 - Escassez de água física e económica no mundo (dados de 2007) (Brown & Matlock, 2011).

De acordo com esta organização, verifica-se a existência de escassez física de água principalmente no norte de África (litoral), Médio Oriente, Ásia Central e Oriental, oeste dos EUA e Austrália (Nova Gales do Sul e Victoria). A América Central, Perú e Bolívia, bem como grande parte do continente africano e parte da Ásia encontram-se em situação de escassez económica de água. Em locais como o Alasca, Gronelândia, e grande parte da Rússia e da Austrália não foi possível estimar o estado dos recursos hídricos.

O *IMWI* considerou que as regiões onde se verifica pouca ou nenhuma escassez, onde se inclui Portugal, têm recursos hídricos abundantes, de uso fácil, e utilizam menos de 25% da água dos rios ou aquíferos (IMWI, 2007; Brown & Matlock, 2011).

Sendo a escassez de água uma questão que se torna cada vez mais global, prevê-se que até dois terços da população sejam afetados nas próximas décadas (Alcamo *et al.*, 1997, 2000; Vorosmarty *et al.*, 2000; Wallace, 2000; Wallace and Gregory, 2002 *fide* Rijsberman, 2006).

Com o crescimento populacional a conduzir a uma menor quantidade de água disponível *per capita*, e mesmo considerando a renovação dos recursos hídricos, a água será seguramente um bem escasso em áreas com baixa precipitação e alta densidade populacional (Rijsberman, 2006).

Países localizados no Médio Oriente, África do Norte ou África Subsariana, situados nas regiões mais áridas do mundo, apenas dispõem de um valor próximo ou mesmo inferior a 1 000 m<sup>3</sup> de água própria para consumo, *per capita*, por ano (Rijsberman, 2006; Bilgin *et al*, 2010). Contrariamente, regiões como a América Latina e Caraíbas e a Europa e Ásia Central, têm os volumes médios mais elevados *per capita*, de cerca de 27 400 m<sup>3</sup> e cerca de 14 300 m<sup>3</sup>, respetivamente (Bilgin *et al*, 2010).

Em África, a escassez de água está tanto relacionada com a falta de infraestruturas que permitam aproveitar a disponibilidade potencial dos recursos hídricos existentes como com a sua distribuição desigual (Bilgin *et al*, 2010). No caso particular da África Subsariana, que conta com um grande volume de recursos hídricos renováveis não utilizados, o valor da água disponível *per capita* é muito baixo devido à falta de infraestruturas hídricas que permitam a que a água chegue à população. No total, esta região apenas utiliza 3,8% do total de água doce disponível, sendo o restante perdido em zonas desertas ou escoado para o oceano (WWC, 2006).

Na América Latina e do Norte, bem como na Comunidade dos Estados Independentes (CEI), existe bastante oferta hídrica relativamente à procura. Existem, no entanto, grandes disparidades dentro e entre os estados (Bilgin *et al*, 2010).

A Europa, por outro lado, apresentando um clima temperado e vários rios relativamente pequenos, com regimes de escoamento fiáveis, tem capacidade e disponibilidades suficientes para a procura existente (Bilgin *et al*, 2010).

É, de igual modo, importante considerar que boa parte da escassez de água é originada pela exposição dos recursos hídricos a uma variedade de cargas de poluição. À escala global, são muitos os casos em que a poluição existente nos rios e nas albufeiras é tanta que torna a água inutilizável (Bilgin *et al*, 2010).

A Polónia e a Rússia são dois exemplos, em que a poluição nos rios é tão severa, que cerca de 75% dos recursos hídricos superficiais se encontram contaminados, inviabilizando, tanto o uso para consumo, como o uso para a produção industrial (Bilgin *et al*, 2010).

Na Arábia Saudita, onde a disponibilidade de água *per capita* é baixa, o principal problema está no seu uso excessivo. Depois dos EUA e do Canadá, a Arábia Saudita é o país que mais recursos hídricos consome *per capita*, rondando os cerca de 250 litros diários (Drewes, 2012 *fide* Guarino, 2017). Existe uma falta de incentivo para a poupança de água, resultante de baixas tarifas e da falta de supervisão governamental no que respeita ao abastecimento de água (Drewes, 2012 *fide* Guarino, 2017).

Na Ásia Ocidental, devido ao aumento da procura, existe atualmente uma diminuição na qualidade da água devido à intrusão salina, à sobre-exploração das águas subterrâneas, à depleção e salinização dos aquíferos e ao aumento dos custos de bombeamento. Todos estes fatores resultam numa menor disponibilidade de água *per capita* (Jena, 2016 *fide* Guarino, 2017).

Face a todas estas questões, existem várias medidas que poderão ser pensadas a nível da gestão do recurso, quer pelos países desenvolvidos quer em desenvolvimento, que poderão ter como ponto de partida o seu estudo através de indicadores ou índices que permitam avaliar a escassez de água a vários níveis (e.g. regionais ou a nível de bacia hidrográfica).



### 3. Índices e indicadores utilizados na avaliação da escassez de água

Para a avaliação do nível de escassez de uma dada região é importante a utilização de indicadores ou índices que permitam estimar de que modo é possível satisfazer as necessidades existentes tendo em conta os recursos disponíveis. O uso deste tipo de instrumentos é bastante relevante para os processos de tomada de decisão na gestão da água, compreendendo as questões económicas e de escassez (Lama, 2011 *fide* Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Nos últimos 20 anos, muitos índices e indicadores têm sido desenvolvidos para avaliar quantitativamente a vulnerabilidade dos recursos hídricos, em particular a questão do *stress* hídrico (Brown & Matlock, 2011; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Na formulação destes instrumentos de avaliação, os investigadores lidam com quantidades abruptas de informação, que é posteriormente agregada para que possa ser utilizada por gestores e analistas na forma de indicadores. Estes indicadores são depois agrupados e transformados em índices cuja utilização se torna mais apelativa a decisores governamentais e ao público em geral (Pedro-Monzonís *et al.*, 2015). Este processo é esquematizado na Figura 3.1.

Os indicadores são obtidos através da agregação de variáveis, com o propósito de comunicar informações sobre os recursos hídricos. Baseiam-se sobretudo no conhecimento científico e o detalhe da informação torna-se inversamente proporcional ao número de utilizadores (Vardon *et al.*, 2012 *fide* Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Por sua vez os índices agrupam variáveis ou indicadores que são ponderados de modo a ter em consideração as preferências sociais. Para além de serem utilizados no desenvolvimento de políticas de gestão de água, refletem também exigências sociais (Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

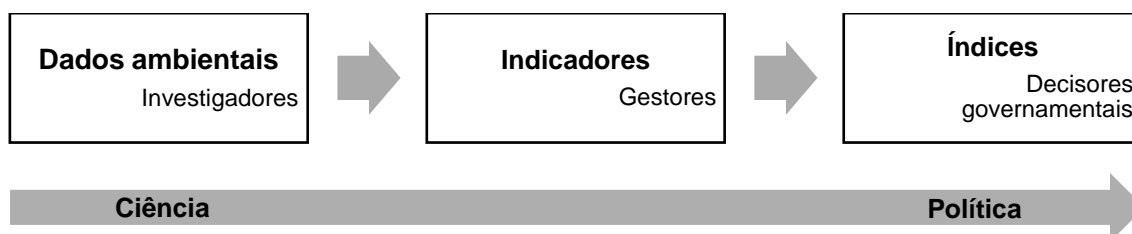


Figura 3.1 – Agregação da informação no planeamento e gestão dos recursos hídricos (Adaptado de Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Os indicadores e índices de escassez de água, para além de avaliarem e caracterizarem a situação hídrica da região ou bacia hidrográfica, são também utilizados com vista a mitigar o risco de seca a longo prazo (Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Embora a generalidade dos indicadores e índices de escassez estabeleça uma comparação das necessidades face às disponibilidades existentes numa dada região, a diferença entre eles encontra-se essencialmente na forma como materializam essa comparação para estabelecer uma avaliação quantitativa, relativamente às disponibilidades existentes e aos volumes de água utilizados (EEA, 2009 *fide* Vivas, 2011).

Os principais indicadores e índices existentes para essa avaliação podem ser agrupados de forma ampla em quatro categorias: índices e indicadores com base nos requisitos de água para abastecimento público; índices e indicadores de vulnerabilidade dos recursos hídricos; índices que incorporam as necessidades ambientais a nível de água e índices e indicadores compósitos.

### 3.1 Índices e indicadores com base nos requisitos de água para abastecimento público

Estes índices são geralmente expressos em termos de água anualmente disponível *per capita* e à escala nacional (Rijsberman, 2006 *fide* Brown & Matlock, 2011; Ahluwalia, 2012). Este grupo de índices segue o princípio de que se é conhecida a quantidade de água necessária para corresponder à procura humana, então a água disponível *per capita* pode ser utilizada como uma medida de escassez (Rijsberman, 2006 *fide* Brown & Matlock, 2011; Ahluwalia, 2012).

#### **Indicador de Falkenmark (Water Stress Index-WSI)**

A avaliação do *stress* hídrico começou por ser idealizada por Mallin Falkenmark, em 1989 (Falkenmark, 1989), através do indicador de Falkenmark ou *Water Stress Index*, que é um dos indicadores aplicados com maior frequência na avaliação da escassez (WSM, 2004; Rijsberman, 2006; Vivas & Maia, 2008; Brown & Matlock, 2011). Este indicador relaciona os recursos hídricos disponíveis numa dada região (ou país), por ano, com o número de habitantes (Eq.1), independentemente da distribuição temporal e espacial dos recursos hídricos (WSM, 2004).

$$FI \text{ (m}^3\text{/hab.)} = \frac{\text{Recursos hídricos disponíveis (anuais)}}{\text{número de habitantes}} \quad (\text{Equação 1})$$

Quantificadas as disponibilidades hídricas *per capita*, estas são depois comparadas com os valores globais indicativos estabelecidos por Falkenmark. Na região em causa, as categorias definidas são: sem *stress* hídrico; com *stress* hídrico; com escassez; com escassez absoluta (Tabela 3.1) (Falkenmark, 1989; Brown & Matlock, 2011).

Tabela 3.1 - Indicador de Falkenmark (WSI) proposto por Falkenmark (1989).

<b>FI (m<sup>3</sup>/hab.)</b>	<b>Nível de <i>stress</i> hídrico</b>
> 1700	Sem <i>stress</i> hídrico
1000 – 1700	Com <i>stress</i> hídrico
500 – 1000	Com escassez
< 500	Com escassez absoluta

De acordo com os intervalos definidos por Falkenmark (1989), considera-se que começa a existir *stress* hídrico quando, numa região, as disponibilidades *per capita* são inferiores a 1 700 m<sup>3</sup>/hab. Quando o mesmo valor é inferior a 1 000 m<sup>3</sup>/hab., já se considera que existe escassez.

O *stress* hídrico é caracterizado pela existência de desequilíbrios temporários entre disponibilidades e necessidades, para as diferentes utilizações, ou pela diminuição da qualidade

da água, afetando a sua utilização e constituindo um prenúncio de situações de escassez (Vivas, 2011).

A Figura 3.2 ilustra uma estimativa do que será a escassez de água a nível global, em 2030 (utilizando dados de 1997), de acordo com o Indicador de Falkenmark.

#### Global water scarcity -2030



Figura 3.2 - Escassez de água em 2030, segundo o indicador de Falkenmark (Fonte: Rijsberman, 2006).

Pode-se observar que o maior nível de *stress* hídrico se verificará em climas áridos, em muitos dos países africanos e no Médio Oriente, onde as disponibilidades hídricas anuais *per capita* serão abaixo dos 1 000 m<sup>3</sup>.

Este é um indicador simples e globalmente apreciado, cujas vantagens são, por um lado a facilidade com que os dados de base são obtidos, avaliados e trabalhados, e por outro o seu significado intuitivo (Rijsberman, 2006; Vivas & Maia, 2008; Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

A limitação mais relevante é a extrema generalidade (aplicação a nível nacional e avaliação de disponibilidades brutas - escoamento superficial em regime natural, a nível anual), que acaba por disfarçar possíveis problemas de escassez a uma escala mais reduzida, disfarçando também a falta de infraestruturas que permitam o acesso às disponibilidades existentes e a disparidade de usos entre diferentes regiões (Rijsberman, 2006; Vivas & Maia, 2008; Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

É ainda importante referir que o *WSI* não considera a qualidade da água, nem a diferença entre a procura que é causada pelas condições climáticas *versus* a que é causada pelos estilos de vida da população, e que a classificação definida na Tabela 3.1 foi arbitrariamente estabelecida (Vivas, 2011).

Se por outro lado se pretender considerar a distribuição espacial e temporal (e.g. nas regiões com um padrão de precipitação sazonal pronunciado), pode ser utilizado o *Dry Season Flow*

*Index*, que é em tudo semelhante ao Indicador de Falkenmark, porém, especifica a distribuição espacial e temporal (WSM, 2004).

— Adaptações do Indicador de Falkenmark/WSI

### ***Dry Season Flow Index (DSFI)***

Desenvolvido pelo *World Resources Institute (WRI)*, em 2000, para descrição das condições hídricas a nível da BH, este índice considera a variabilidade temporal da disponibilidade hídrica que é essencial, por exemplo, em regiões com estações húmidas e secas (WSM, 2004).

Para obter o nível de *stress* hídrico de uma bacia através deste índice, divide-se o volume de escoamento durante a estação seca (durante quatro meses consecutivos, considerando o menor escoamento cumulativo) pelo número de habitantes (Eq.2) (WSM, 2004).

$$DSFI \text{ (m}^3\text{/hab.)} = \frac{\text{Vol. escoamento estação seca}}{\text{número de habitantes}} \quad \text{(Equação 2)}$$

O nível de *stress* hídrico obtido (m<sup>3</sup>/hab.) é posteriormente comparado com os intervalos definidos por Falkenmark (1989).

### ***The Social Water Stress Index (SWSI)***

Em 1998, Leif Ohlsson modificou o Indicador de Falkenmark com o intuito de contabilizar a “capacidade de adaptação” de uma sociedade, ou seja, a capacidade que essa sociedade tem de se adaptar ao *stress* hídrico através de meios económicos, tecnológicos ou outros, e de que modo esses meios afetam a disponibilidade hídrica numa região (Ohlsson, 1998, 1999 *vide* Rijsberman, 2006; Brown & Matlock, 2011).

Este autor considera que essa adaptação depende das características sociais e económicas do país, através das quais se pode transformar a escassez absoluta, resolvida apenas com a existência de maiores disponibilidades, numa escassez relativa, onde a utilização da água está dependente da capacidade de investimento e da tecnologia utilizada para a obtenção de uma maior eficiência na sua utilização (Vivas, 2011).

Ohlsson argumentou que a capacidade de uma sociedade para se adaptar a cenários difíceis é vista em função da distribuição de riqueza, oportunidades de educação e participação política. Estas variáveis sociais são incluídas no Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, e deste modo Ohlsson conseguiu conjugar o IDH com o Indicador de Falkenmark, criando o “Índice de *Stress* Hídrico Social” (Ohlsson, 1998, 1999 *vide* Rijsberman, 2006; Brown & Matlock, 2011).

O IDH, para além da dimensão da riqueza dos estados, representada no PIB *per capita*, inclui também duas outras grandezas com idêntica ponderação: a esperança média de vida e o nível médio de escolaridade (Ohlsson, 2000; Vivas 2011).

Ao dividir o número de pessoas que terão de partilhar um determinado volume de água disponível (i.e inverso do *Falkenmark WSI*), pelo IDH (contando com um fator de correção arbitrário), e

dividindo o resultado por 2, obter-se-á um índice de *stress* hídrico social, por país ou região (Eq.3) (Ohlsson, 2000; Damkjaer & Taylor, 2017). No seu estudo, Ohlsson (2000) classifica o inverso do indicador de Falkenmark como sendo um novo índice, o *Hydrological Water Stress Index (HWSI)* (Damkjaer & Taylor, 2017).

$$SWSI = \frac{\text{Inverso do indicador de Falkenmark (HWSI)}}{\text{IDH}} \times \frac{1}{2} \quad (\text{Equação 3})$$

Os resultados do SWSI refletem a disponibilidade de água e são classificados de acordo com a Tabela 3.2 (Ohlsson, 2000 *vide* Heidecke, 2006).

Tabela 3.2 - *Social Water Stress Index* (Ohlsson, 2000 *vide* Heidecke, 2006).

<b>SWSI</b>	<b>Disponibilidade de água</b>
< 5	Suficientemente disponível
6 - 10	<i>Stress</i> hídrico
11 - 20	Escassez
> 20	Escassez extrema

Através deste índice, Ohlsson (2000) mostra como países que são tradicionalmente classificados pelo *HWSI* como estando em situação de escassez, passariam a ser classificados no *SWSI* como tendo água suficiente, devido à sua maior capacidade de adaptação social (definida pelo IDH). Em contrapartida, os países que se considera terem uma capacidade de adaptação mais baixa, passam a ser classificados como estando em situação de *stress* hídrico, quando no *HWSI* tinham água disponível em quantidades suficientes (Damkjaer & Taylor, 2017).

Os resultados que se obtêm neste índice permitem salientar casos problemáticos como os existentes na Etiópia ou no Ruanda, cuja capacidade de adaptação é mais reduzida face a outros países. Contrariamente, no caso de Israel, os níveis de escassez de água são menores, refletindo a reconhecida capacidade de adaptação e de utilização mais eficiente de recursos no país (Vivas, 2011; Damkjaer & Taylor, 2017).

A principal vantagem na utilização de um indicador deste género consiste na inclusão da capacidade social e económica, de um dado país, na avaliação das condições de escassez (Vivas, 2011).

Sendo o IDH um índice compósito, da sua utilização advêm algumas limitações. É obtido um valor médio, que é pouco representativo, e pode ocultar grandes disparidades existentes no país (Ohlsson, 2000). O índice torna-se também desvantajoso devido à sua aplicação a nível nacional, e ao facto de promover um maior volume de utilizações num país que tem elevada capacidade de adaptação, sem definição de um limite de sustentabilidade (Vivas, 2011).

### ***Use-to-Resource Ratio***

Neste índice, Raskin *et al.* (1997) adicionou ao Indicador de Falkenmark a variável dos recursos hídricos dessalinizados. A percentagem de utilização de água dessalinizada é insignificante à

escala global, mas é crucial em algumas regiões, como nos Emirados Árabes Unidos, onde a água dessalinizada corresponde a 18% das captações anuais (WSM, 2004). Este índice ( $R_{ws}$ ) é calculado pela seguinte equação (WSM, 2004):

$$R_{ws} = \frac{\text{captação anual de água doce (W)} - \text{água dessalinizada (S)}}{\text{disponibilidades hídricas anuais (Q)}} \quad (\text{Equação 4})$$

A água anualmente disponível ( $Q$ ) é calculada através da Equação 5,

$$Q = R + \alpha \sum D_{up} \quad (\text{Equação 5})$$

onde o  $R$  corresponde aos recursos hídricos internos do país,  $\alpha$  corresponde à razão entre os recursos hídricos externos que podem ser utilizados e  $D_{up}$  corresponde à quantidade de recursos hídricos externos. O fator  $\alpha$  é influenciado pela qualidade da água transfronteiriça, pelo consumo real de recursos hídricos na região a montante e pela acessibilidade à água (WSM, 2004).

O valor obtido na Equação 4 é posteriormente comparado com os intervalos definidos por Raskin *et al* (1997), obtendo-se o nível de *stress* hídrico (Tabela 3.3) (Heap *et al*, 1998; WSM, 2004).

Tabela 3.3 – *Use-to-Resource Ratio* (Raskin *et al*, 1997 *fide* Heap *et al*, 1998).

$R_{ws}$	Nível de <i>stress</i> hídrico
< 0,1	Sem <i>stress</i> hídrico
0,1 - 0,2	Baixo <i>stress</i> hídrico
0,2 - 0,4	<i>Stress</i> hídrico moderado
> 0,4	<i>Stress</i> hídrico elevado

Este índice não tem em conta variações temporais e espaciais, nem dados acerca da qualidade da água (WSM, 2004).

### **Water Availability Index (WAI)**

Em 1999, Meigh *et al.* optaram por avaliar a disponibilidade hídrica através do modelo GWAVA (*Global Water Availability Assessment*). O “índice de disponibilidade hídrica” criado inclui os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, e compara o valor total com a procura existente por todos os setores: doméstico, industrial e agrícola (WSM, 2004; Schäfer, 2012). É calculado de acordo com a Equação 6,

$$WAI = \frac{R+G-D}{R+G+D} \quad (\text{Equação 6})$$

onde  $R$  corresponde ao escoamento superficial,  $G$  corresponde aos recursos hídricos subterrâneos e  $D$  à soma da procura em todos os setores (WSM, 2004).

A disponibilidade de água superficial é calculada considerando 90% de probabilidade de não-excedência. O índice é normalizado para o intervalo de -1 a +1, e quando o índice é zero, a disponibilidade e as necessidades são iguais (WSM, 2004; Schäfer, 2012).

Com o *WAI* obtém-se um “relatório instantâneo” das condições hidrológicas atuais em conjunto com observações hidrológicas históricas. Se for implementado em diferentes áreas, este índice será facilmente comparável (Julander 2012; Schäfer, 2012).

Pode tanto ser implementado numa pequena bacia hidrográfica como numa área maior, ou seja, pode ir de um único reservatório ou de um determinado ponto de um rio a uma bacia hidrográfica com uma vasta área (Julander, 2012). Os componentes do *WAI* podem ainda ter extrema variabilidade consoante a área de estudo (Schäfer, 2012; Julander 2012).

### 3.2 Índices e indicadores de vulnerabilidade dos recursos hídricos

Pode-se dizer que uma região apresenta vulnerabilidade relativamente aos seus recursos hídricos se a sua capacidade, tanto para sustentar o seu ecossistema hídrico como para proporcionar à sua população um nível desejado de desenvolvimento económico e social, é comprometida pela natureza do seu sistema hidrológico, pelas infraestruturas dos recursos hídricos ou pelo seu sistema de gestão da água (Raskin *et al.*, 1997; Ahluwalia, 2012).

#### ***Water Resources Vulnerability Index (WRVI)***

A ideia inicial do *WRVI* partiu de Shiklomanov (1991), que considerava que a avaliação das disponibilidades de um determinado país não deveria ser feita a partir de um rácio *per capita* das disponibilidades médias anuais (como no *WSI*), mas sim por comparação com as necessidades reais existentes nesse mesmo país (Vivas, 2011). Como tal, efetuou uma primeira comparação de disponibilidades anuais de diferentes países, com os respetivos valores de necessidades resultantes de avaliações realizadas para os setores da agricultura, indústria e abastecimento doméstico (Vivas, 2011). No entanto, a avaliação das necessidades dos diferentes setores é bastante subjetiva, pelo que foi constituído um índice semelhante, o *WRVI*, por Raskin *et al* (1997) (Vivas, 2011).

Este índice deixa de dar destaque às necessidades de água, focando-se apenas na sua captação (usos), de forma a ser mais objetivo (Rijsberman, 2006; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015). O “Índice de Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos”, na sua versão simplificada, é obtido a partir da comparação relativa do volume total anual das captações existentes para os mais diferentes fins (i.e quantificação dos usos da água, que acaba por ser menos subjetiva do que a quantificação das necessidades), com as disponibilidades anuais existentes (Raskin *et al.*, 1997; Rijsberman, 2006; Vivas, 2011).

Considera-se que um país apresenta escassez de água se as captações anuais estiverem entre 20% e 40% da disponibilidade anual e escassez severa se as captações excederem os 40% (Rijsberman, 2006; Raskin *et al.*, 1997 *vide* Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

As principais limitações deste índice centram-se no desprezo das quantidades consumidas (ou evapotranspiradas) e da quantidade disponível através de retornos na contabilização da

captação de água anual. É também desconsiderada a capacidade adaptativa da sociedade para lidar com o *stress* hídrico (Rijsberman, 2006).

### ***International Water Management Institute (IWMI) indicator***

Em 1998, o *International Water Management Institute (IWMI)* efetuou um estudo com o objetivo de prever e avaliar a evolução das utilizações e das respetivas disponibilidades para os diferentes países do mundo, no período de 1990 a 2025 (Rijsberman, 2006; Vivas, 2011).

Foi realizada uma avaliação das disponibilidades anuais de cada país, para o ano de 1990, atendendo às diferenças de armazenamento anuais das infraestruturas existentes e ainda ao escoamento superficial gerado ou proveniente de outros países, subtraindo, nestes casos, eventuais caudais que tenham de ser garantidos para os países a jusante (Rijsberman, 2006; Vivas, 2011).

Relativamente aos consumos de água, foram consideradas verdadeiramente consumptivas a evapotranspiração e a recarga de águas superficiais profundas ou os volumes de águas superficiais que desaguam nos oceanos. Outras utilizações existentes são consideradas temporárias (incluindo o abastecimento urbano e a agricultura), sendo globalmente devolvidas ao meio recetor (Rijsberman, 2006; Seckler *et al.*, 1998 *vide* Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

O indicador desenvolvido representa assim a relação entre as disponibilidades (tendo em conta as infraestruturas hídricas existentes) e os consumos de água (Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

A partir dos valores das disponibilidades e das utilizações temporárias obtidas para 1990 foram realizadas estimativas da evolução dessas utilizações até 2025, admitindo as previsões de crescimento da população mundial para cada país e a implementação de medidas que permitam aumentar a eficiência da agricultura de regadio pelo menos até aos 70% (Vivas, 2011).

Deste modo, são considerados dois critérios base para avaliação da situação de escassez de um dado país: o crescimento percentual do volume de utilizações no período de análise (1990-2025) e a percentagem expectável de utilizações em 2025, face às disponibilidades anuais do país (Vivas, 2011).

Os países que não conseguirem satisfazer a procura estimada de água em 2025, mesmo considerando a capacidade adaptativa futura, ou, de outro modo, que em 2025 excedam 50% dos recursos hídricos anuais do país, são classificados como países em situação de escassez física (Rijsberman, 2006; Seckler *et al.*, 1998 *vide* Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

Os indicadores de escassez física incluem: degradação ambiental severa, disponibilidade reduzida das águas subterrâneas e alocações de água que beneficiam alguns setores em detrimento de outros (Molden, 2007 *vide* Brown & Matlock, 2011).

Por outro lado, os países que, apesar de não atingirem 50% de captações dos seus recursos anuais, apresentam um crescimento significativo das suas utilizações, são classificados como países em situação de escassez económica, pois mesmo tendo recursos suficientes, terão de

efetuar um investimento bastante significativo para suprir as suas necessidades crescentes de utilização de água (Rijsberman, 2006; Seckler *et al.*, 1998 *fide* Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

As vantagens deste indicador são várias. Destaca-se a avaliação da existência de infraestruturas para a quantificação das disponibilidades, bem como da capacidade de adaptação das sociedades (aumento da eficiência nos usos e crescimento de disponibilidades) e ainda da quantificação dos usos através dos valores reais consumidos (Vivas, 2011).

De igual forma, este indicador permite distinguir duas situações pertinentes: a impossibilidade de satisfação das necessidades crescentes, e a possibilidade de contornar situações de escassez investindo no aumento de disponibilidades e/ou no aumento da eficiência no uso da água (Vivas, 2011).

No entanto, este indicador apresenta também algumas desvantagens, e, tal como no caso de outros índices, a sua aplicação está restringida à escala nacional, não sendo possível a sua avaliação em diferentes bacias hidrográficas ou regiões específicas (Vivas, 2011).

É um indicador bastante complexo, e, ao contrário dos indicadores *per capita*, não é intuitivo e, portanto, pouco acessível ao público em geral (Rijsberman, 2006; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015). Está também dependente de uma avaliação científica considerável, uma vez que não existem dados disponíveis para avaliar todos os componentes dos indicadores, e, consistindo numa análise nacional agregada, não contempla a análise individual relativa ao acesso seguro e à acessibilidade à água, de modo a atender às necessidades individuais (Rijsberman, 2006).

### **Criticality Ratio (CR)**

Partindo de um estudo de projeção da evolução das utilizações de água para o ano de 2025, realizado por Alcamo, Henrichs & Rosch (2000), foi definido o *Criticality Ratio*. Este índice foi criado para medir a escassez ou o nível de *stress* hídrico de um dado país ou região, seguindo exatamente o mesmo princípio do *WRVI*, que considera a proporção de água captada anualmente, tendo em conta o total de recursos hídricos renováveis disponíveis.

O *CR* é calculado pela aplicação do modelo de simulação global *Water Gap 2.0*, que cria uma base de avaliação das disponibilidades para todo o mundo. Este modelo permite também estimar os usos de água segundo três setores utilizadores principais (doméstico, industrial e agrícola) a partir de dados socioeconómicos de caracterização da região em estudo, nomeadamente populacionais, de rendimento *per capita*, de desenvolvimento tecnológico e de dados climatológicos da região em análise (UNWWDR, 2003; Vivas 2011).

Tal como no *WRVI*, sugere-se que um país apresenta escassez de água se as captações anuais estiverem situadas entre 20% e 40% dos recursos hídricos renováveis disponíveis, e que apresenta escassez severa se as mesmas captações excederem os 40% (Rijsberman, 2006).

Apesar de não estar restringido apenas a nível nacional, o *CR* foi classificado da mesma forma que o *WRVI*. Contudo, diferencia-se ao realçar que, para valores de *CR* iguais ou superiores a 40%, existe um elevado risco de limitações no uso de água para alguns setores, em especial durante períodos mais secos, podendo os efeitos sofrer notáveis variações, conforme o tipo de região em causa (Vivas, 2011). Nos países mais desenvolvidos, os níveis de reutilização e de reaproveitamento de água permitirão a manutenção de valores mais elevados de *CR*, contrariamente ao que poderá acontecer em regiões ou países mais pobres (Vivas, 2011).

As principais limitações do *CR* são: (a) os dados relativos à disponibilidade de recursos hídricos não têm em consideração o volume respetivo disponível para utilização humana; (b) os dados relativos à captação de água não têm em consideração a quantidade consumida (ou evapotranspirada) nem a quantidade que poderia estar disponível através de retornos; e (c) não tem em conta a capacidade adaptativa da sociedade para lidar com o *stress* hídrico (Rijsberman, 2006, Pedro-Monzónis *et al.*, 2015).

### **Water Exploitation Index (WEI)**

De modo similar ao *WRVI* e ao *CR*, foi desenvolvido pela *European Environmental Agency* (EEA) o *Water Exploitation Index (WEI)*, com o objetivo de colmatar falhas do Indicador de Falkenmark. Este índice procura demonstrar em que medida as necessidades totais impõem pressões sobre os recursos hídricos, possibilitando uma comparação entre os países com maiores níveis de utilizações (Vivas & Maia, 2008).

A escassez é avaliada através da comparação das captações totais face aos recursos disponíveis a longo prazo (disponibilidades médias anuais em termos de escoamento superficial) (Vivas & Maia, 2008).

O *WEI* é obtido como percentagem da média anual das necessidades totais e mostra até que ponto as necessidades pressionam os recursos hídricos, à escala da BH (EEA, 2005). Calcula-se anualmente, através da soma de todos os recursos captados, dividida pela soma das disponibilidades hídricas renováveis (durante um longo período e para uma determinada área) (EEA, 2013).

Na definição deste índice, a evaporação dos reservatórios é considerada parte da captação uma vez que esta perda mantém uma relação direta com o uso da água (EEA, 2013).

Os valores do *WEI* podem ser classificados em três categorias percentuais, correspondentes a três níveis de *stress* hídrico (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 - *Water Exploitation Index* (EEA, 2013).

<b>WEI (%)</b>	<b>Nível de stress hídrico</b>
0 – 20	Sem <i>stress</i> hídrico
21 – 40	<i>Stress</i> hídrico
> 40	<i>Stress</i> hídrico extremo

As principais vantagens deste índice passam pela facilidade de aplicação a várias escalas de análise e pela acessibilidade da informação necessária para o seu cálculo, que geralmente também está acessível em diversas escalas de análise, podendo também ser calculada a partir de modelos de simulação (como o *WaterGAP 2.0*) (Vivas, 2011).

Mesmo tendo sido um dos índices mais utilizados na União Europeia, existem questões como a sazonalidade, que comprometem a sua utilização atual (EEA, 2013).

Sendo que este índice se baseia em médias anuais, não pode, portanto, contabilizar as variações sazonais na disponibilidade e captação de água. Podem existir situações em que, com a mesma média anual e as mesmas necessidades, a pressão sobre os recursos pode ser completamente diferente devido à irregularidade dos recursos (EEA, 2013 *fide* Pedro-Monzonis *et al.*, 2015). Por exemplo, durante os meses de verão no sul da Europa, as necessidades de água para fins agrícolas e turísticos atingem um pico num momento em que os recursos hídricos naturais atingem um mínimo.

Outra das limitações deste índice é a quantificação das captações, que despreza os volumes de retorno, o que, em regiões mais desenvolvidas, poderá não ser representativo da realidade devido à reutilização das águas, verificada em muitas situações (Vivas, 2011). Para além disso, a definição de disponibilidades utilizada neste índice não tem em conta os recursos que podem ser aproveitados ou alocados a necessidades humanas, através da existência de infraestruturas adequadas, e a classificação das várias categorias foi definida de forma arbitrária (Vivas, 2011).

### **Water Exploitation Index + (WEI +)**

De modo a resolver algumas limitações presentes no *WEI*, a Agência Europeia do Ambiente, juntamente com o *WFD CIS Expert Group on Water Scarcity & Drought*, criou o *WEI +* (EEA, 2013).

De acordo com o PNA, aprovado pelo Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro, o cálculo do *WEI +* corresponde à razão entre a média anual da procura de água e os recursos médios disponíveis a longo prazo. Este índice permite avaliar o nível de *stress* hídrico a que determinado país, região ou bacia hidrográfica se encontra sujeito, incorporando no cálculo da vulnerabilidade a situações de escassez, os retornos de água ao meio hídrico e os caudais ecológicos.

Os valores do *WEI +* são obtidos através da Equação 7 (EEA, 2013).

$$WEI + = \frac{\text{Vol. total de água captado}}{\text{Disponibilidades hídricas renováveis}} \quad (\text{Equação 7})$$

Na equação, o volume total de água captado corresponde ao volume de água retirado para determinado uso (agrícola, urbano, industrial).

As disponibilidades hídricas renováveis podem ser calculadas a partir da Equação 8 (APA, 2016):

$$\text{Disponibilidades hídricas renováveis} = \text{Precipitação} - \text{Evapotranspiração real} + \\ \text{Afluências externas} - \text{Necessidades hídricas} + \text{Retornos} \quad (\text{Equação 8})$$

As necessidades hídricas incluem não só os caudais ambientais, como também os volumes que devem estar disponíveis para cumprir outros requisitos, como a navegação ou os tratados internacionais em rios transfronteiriços. Estes volumes correspondem a 10% do valor do escoamento de cada região hidrográfica (APA, 2016).

Este é atualmente o índice utilizado na avaliação da escassez de água em Portugal. O *WEI +* apresenta-se com base na parcela de recursos consumidos por país ou região e divide-se em quatro categorias (Tabela 3.5) (APA, 2016).

Tabela 3.5 - Índice de escassez *WEI +*.

<b><i>WEI +</i> (consumo dos recursos renováveis) (%)</b>	<b>Nível de escassez</b>
< 10	Sem escassez
10 – 20	Escassez reduzida
20 – 40	Escassez moderada
> 40	Escassez severa

Nos PGRH de 2.º ciclo atualmente em vigor o índice *WEI +* é determinado tendo em consideração: a) os escoamentos anuais médios em regime natural, associados ao percentil 50% e a recarga de aquíferos, a partir das quais se estimaram os recursos hídricos subterrâneos disponíveis; e b) as necessidades, volumes captados e volumes de retorno associados aos setores agrícola, pecuário, de abastecimento público, da indústria e do turismo (APA, 2016).

O *WEI +* é direto e relativamente fácil de calcular. Em algumas bacias, a escassez de água apenas é refletida ao calcular o índice para cada mês. Assim, todos os dados necessários ao cálculo deste índice, para além de anualmente, devem também ser obtidos mensalmente (CIRCABC, 2012).

A qualidade do índice depende da qualidade das séries de dados utilizadas nas estimativas. Sem a existência de um modelo hidrológico integrado, os elementos necessários para o cálculo das disponibilidades hídricas são considerados muito difíceis de avaliar de forma consistente (CIRCABC, 2012).

Apesar de recente, e de ser o índice utilizado atualmente, existem já algumas limitações demarcadas. Por exemplo, a captação total nem sempre é bem conhecida, particularmente se as utilizações não autorizadas forem relevantes (CIRCABC, 2012). Também podem existir mudanças substanciais de um ano para outro, dependendo das disponibilidades e de quando não é possível obter a procura real (CIRCABC, 2012).

Os retornos incluem também uma variedade de componentes que não são assim tão simples. Requerem estimativas, particularmente para a irrigação, onde as perdas nos sistemas de distribuição e na aplicação à zona de cultivo são estimadas aplicando coeficientes de eficiência (CIRCABC, 2012).

### 3.3 Índices que incorporam as necessidades ambientais a nível de água

"Uma vez que a água sustenta toda a vida, uma gestão eficaz dos recursos hídricos exige uma abordagem holística, ligando o desenvolvimento social e económico à proteção dos ecossistemas naturais" (ICWE, 1992). Esta foi uma das conclusões que resultou da Declaração de Dublin em 1992, sobre a água e o desenvolvimento sustentável.

Para alcançar um desenvolvimento sustentável, a correta gestão da água requer uma abordagem que integre os ecossistemas, reconhecendo a importância do seu funcionamento, e reconhecendo que as disponibilidades hídricas devem ser suficientes para os processos ecológicos (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004).

#### ***Environmental WSI***

Tendo como base o estudo feito por Alcamo, Henrichs & Rosch (2000), Smakhtin, Revenga & Döll (2004) apresentam um novo índice, com o objetivo de considerar as necessidades ambientais na avaliação da escassez (Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

O *Environmental WSI* é constituído por três componentes principais: i) o volume total de disponibilidades (considerando as águas superficiais e as águas subterrâneas), ii) o volume total de utilizações (total das captações para os diferentes setores) e iii) um novo conceito designado *Environmental Water Requirements (EWR)*, que corresponde aos volumes ou níveis de água que deverão ser garantidos para a manutenção dos principais ecossistemas (Brown & Matlock, 2011; Vivas, 2011).

Os processos físicos envolvidos nas várias componentes dos ecossistemas aquáticos são extremamente complexos, levando à falta de dados de quantificação de volumes ambientais. A primeira preocupação deste índice é então quantificar estas necessidades, assumindo-as como uma parcela das disponibilidades médias anuais (escoamento superficial e recarga de águas subterrâneas), alocada especificamente para fins ambientais, tal como realizado no estudo de Alcamo, Henrichs & Rosch (2000) (Vivas, 2011).

Neste índice, as necessidades ambientais refletem-se em duas parcelas: o *Low Flow Requirements (LFR)*, baseado nas necessidades mínimas anuais para a manutenção das espécies nos principais ecossistemas aquáticos da região, e que corresponde ao escoamento médio mensal excedido em 90% das situações, e o *High Flow Requirements (HFR)*, que reflete a necessidade de preservação da dinâmica dos ecossistemas (e.g. migração e reprodução das principais espécies) e que corresponde a uma parcela que pode variar entre 0 a 20% do escoamento médio anual (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004 *vide* Vivas, 2011).

Assim, nas bacias em que se verifica uma elevada variabilidade nos níveis de escoamento (regimes torrenciais), as necessidades ambientais (*EWR*) irão corresponder praticamente ao HFR, enquanto que, numa bacia com maior escoamento, originado maioritariamente pela parcela

de água subterrânea, as necessidades ambientais irão corresponder à componente *LFR* (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004 *vide* Vivas, 2011).

As necessidades ambientais serão determinadas por escalões, de acordo com as disponibilidades médias mensais, com probabilidade de excedência de 90% face ao escoamento médio anual (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004 *vide* Vivas, 2011). No entanto, é importante salvaguardar que esta é uma abordagem simplificada, pois as necessidades ambientais são definidas a partir dos volumes médios de escoamento, e não com base num determinado estado ecológico que se pretenda atingir (Vivas, 2011).

O *Environmental WSI* é calculado através da comparação entre as utilizações totais e as disponibilidades para utilização humana, definidas como as disponibilidades totais reduzidas da parcela alocada às necessidades ambientais (Eq.10).

$$EWSI = \frac{\text{Utilizações de água}}{\text{Disponibilidades para consumo humano}} \quad \text{Equação 10}$$

A escassez de uma determinada região é, por fim, determinada em função de quatro categorias, definidas na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – *Environmental WSI*, proposto por Smakhtin, Revenga & Döll (2004) (*EWSI*).

<b><i>EWSI</i> (proporção)</b>	<b>Nível de escassez de água ambiental das bacias hidrográficas</b>
$EWSI > 1$	Bacias sobre exploradas (o atual uso está a aproximar-se do <i>EWR</i> ) – Sob condições de escassez para satisfazer o <i>EWR</i> .
$0,6 \leq EWSI < 1$	Bacias muito exploradas (0 a 40% da água utilizável está ainda disponível na bacia antes do <i>EWR</i> entrar em conflito com outros usos) – Apresenta <i>stress</i> hídrico para satisfazer o <i>EWR</i> .
$0,3 \leq EWSI < 0,6$	Bacias moderadamente exploradas (40% a 70% da água utilizável está ainda disponível na bacia antes do <i>EWR</i> entrar em conflito com outros usos).
$EWSI < 0,3$	Bacias pouco exploradas (sem escassez).

Os resultados do *EWSI* podem ainda ser comparados com um dos indicadores/índices de *stress* hídrico mais utilizados (e.g. Indicador de Falkenmark) que não têm em conta o *EWR*. A Figura 3.3 mostra um mapa global que retrata a escassez hídrica através de um indicador de *stress* hídrico “tradicional”, e a Figura 3.4 apresenta o mesmo mapa, mas utilizando um indicador de *stress* hídrico que considera o *EWR*.

Na Figura 3.3, as áreas a vermelho são aquelas em que o *EWR* pode não ser satisfeito devido aos volumes de água atuais utilizados (escassez de água severa) (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004).

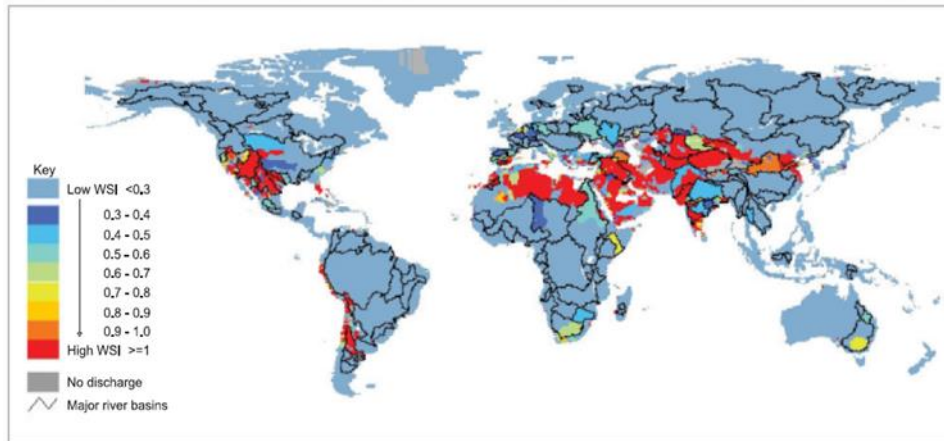


Figura 3.3 - A escassez de água no mundo através de um indicador de *stress* hídrico “tradicional” (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004).

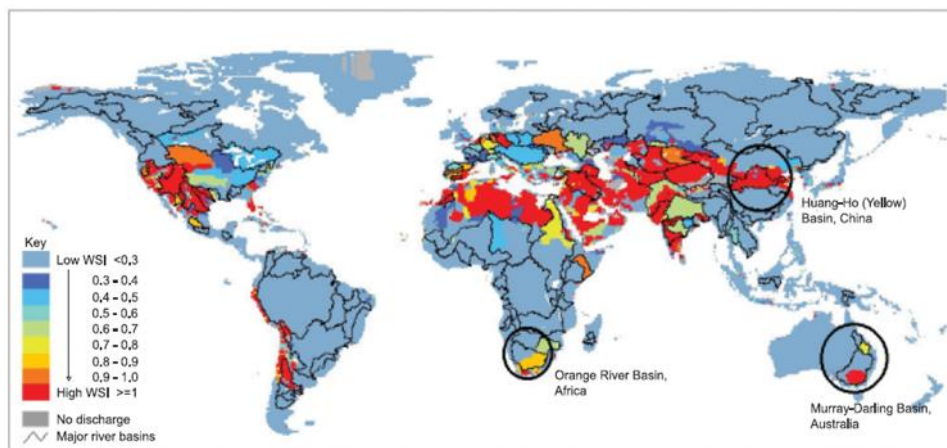


Figura 3.4 - A escassez de água no mundo através de um indicador de *stress* hídrico que tem em conta o *EWR* (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004).

Com a aplicação do *Environmental WSI* verifica-se, da Figura 3.3 para a Figura 3.4 um aumento na escala do indicador, ou seja, passa a existir uma escassez mais severa do que a que existia segundo um indicador de *stress* hídrico “tradicional”. A maioria das áreas com regimes de caudal variável situam-se nas áreas onde o *EWR* não consegue ser satisfeito. Os círculos abrangem exemplos de bacias hidrográficas que podem vir a situar-se num intervalo inferior (mais próximo do zero), caso o *EWR* seja satisfeito. O risco de não conseguir satisfazer o *EWR* permanecerá alto nessas bacias, particularmente quando a captação de água aumentar (Smakhtin, Revenga & Döll, 2004).

As principais vantagens deste índice, à semelhança do *CR*, centram-se tanto na facilidade de aplicação a várias escalas de análise, como na possibilidade de ser calculado a partir de um modelo validado e aplicado às principais bacias hidrográficas do mundo (*WaterGAP 2.0*) (Vivas, 2011).

A avaliação da escassez de água através do *EWSI* é também vantajosa pela quantificação das necessidades para a manutenção dos principais ecossistemas presentes na área, ou na região

em estudo, e pelo facto da categoria que indica existência de escassez de água ( $EWSI > 1$ ) ser estabelecida pela própria definição do índice, e não de forma arbitrária, facilitando a aplicação a diferentes escalas de análise (Vivas, 2011).

Parte das desvantagens a referir neste índice são exatamente iguais às referidas no *CR*. As desvantagens particulares encontradas direcionam-se para a estimativa das necessidades ambientais, que é efetuada apenas a partir das disponibilidades, carecendo de distinção entre os diversos tipos de ecossistemas, e para as restantes categorias da Tabela 3.6 (com exceção do limiar), que são definidas de forma arbitrária (Vivas, 2011).

### **Sustainability Index (SI)**

Desenvolvido por Loucks (1997), foi criado para quantificar a sustentabilidade dos sistemas hídricos, com o objetivo de facilitar a avaliação e comparação das políticas de gestão da água (Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Este índice baseia-se nos conceitos de confiabilidade (Rel), resiliência (Res) e vulnerabilidade (Vul). Para o enésimo utilizador de água, o índice proposto por Loucks (1997) calcula-se de acordo com a Equação 11 (Sandoval-Solis, McKinney & Loucks, 2011; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

$$SI^n = Rel^n \times Res^n \times (1 - Vul^n) \quad \text{Equação 11}$$

Em 2011, o estudo desenvolvido por Sandoval-Solis *et al.* propôs uma variação ao índice de Loucks, considerando antes o SI como a média geométrica de M critérios de desempenho ( $C_M^n$ ) para o enésimo utilizador de água (Eq.12) (Sandoval-Solis, McKinney & Loucks, 2011; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

$$SI^i = \left[ \prod_{m=1}^M C_m^i \right]^{1/M} \quad \text{Equação 12}$$

Por exemplo, se o critério de desempenho for  $C_1^i = Rel^i$ ,  $C_2^i = Res^i$  e  $C_3^i = Vul^i$ , o SI para o enésimo utilizador de água é (Eq.13) (Sandoval-Solis, McKinney & Loucks, 2011; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015):

$$SI^i = \left[ Rel^i * Res^i * (1 - Vul^i) \right]^{1/3} \quad \text{Equação 13}$$

Este índice tem as seguintes propriedades: (a) os seus valores variam de 0-1; (b) se um dos critérios de desempenho for zero, o nível de sustentabilidade também será zero; e (c) há uma ponderação implícita, uma vez que o índice dá maior peso aos critérios com pior desempenho (Sandoval-Solis, McKinney & Loucks, 2011)

A principal vantagem deste índice é que abrange outros critérios, de acordo com as necessidades de cada território, e usa a média geométrica para escalar os valores obtidos (Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Surgem neste índice limitações como o elevado grau de complexidade, uma vez que cada uma das suas componentes (confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade) tem o seu próprio cálculo, a complexidade dos resultados, dificultando a sua análise, e o facto de ser pouco conveniente para comparar o desempenho entre grupos utilizadores de água.

Apesar de ser considerado um índice de escassez por estudos como o de Pedro-Monzonís *et al.* (2015), este é, sobretudo, um índice revelador da sustentabilidade dos sistemas hídricos, e, como tal, já é pouco direccionado para a quantificação da escassez. Indirectamente pode ter alguma utilização nesta temática, mas directamente está pouco relacionado. Ainda assim, o *Sustainability Index* faz habitualmente parte da revisão de índices e indicadores de escassez, ainda que não se pretenda utilizá-lo no desenvolvimento deste estudo.

### 3.4 Índices e indicadores compósitos de escassez de água

#### **Water Poverty Index (WPI)**

Este índice, idealizado por Sullivan (2002) e desenvolvido por Sullivan *et al.* (2003), tem como principal objetivo avaliar o nível de disponibilidades de água de uma dada região, considerando o nível de satisfação das necessidades da população, ou seja, procura avaliar se os indivíduos beneficiam do abastecimento de água a nível doméstico e comunitário, tentando refletir a disponibilidade física da água, o grau de acesso da população à água e a manutenção da integridade ecológica (Rijsberman, 2006).

Para a avaliação das disponibilidades, o índice agrega cinco componentes consideradas essenciais: o acesso aos recursos disponíveis; a disponibilidade de água na região (quantidade, qualidade e variabilidade); o uso de água para outros setores além do uso doméstico (alimentar e industrial); a capacidade de gestão da água; e o ambiente, ou seja, as condições dos principais ecossistemas (considerando que a sua manutenção é essencial para a sustentabilidade de uma dada região) (Rijsberman, 2006; Vivas, 2011; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015).

Para cada componente são avaliadas diferentes variáveis, e, posteriormente, ponderadas e agregadas num só valor para cada categoria. O resultado final do *WPI* é obtido de igual forma, através da ponderação das cinco componentes principais, podendo ser avaliado tanto pelo valor final fixado, entre zero e 100, como através de pentagramas nos quais é representado o valor respetivo de cada componente (também fixados entre zero e 100) (Sullivan *et al.*, 2003 *fide* Vivas, 2011).

A grande vantagem do *WPI* centra-se na agregação de vários indicadores bastante relevantes para a gestão da água, tornando o índice completo e abrangente (Rijsberman, 2006; Vivas, 2011; Pedro-Monzonís *et al.*, 2015). A sua flexibilidade metodológica é também um ponto a favor, uma vez que é possível adaptar a aplicação deste índice a diferentes escalas espaciais de análise (desde o nível nacional ao local, passando pelo nível da região ou BH) (Sullivan *et al.*, 2003 *fide* Vivas, 2011).

A complexidade de aplicação do índice e a dificuldade de avaliação e interpretação das diferentes componentes são as principais limitações apontadas (Rijsberman, 2006; Vivas, 2011; Pedro-Monzónis *et al.*, 2015). O *WPI* apresenta ainda limitações relativamente a outros aspetos, como a orientação tendencial do índice para a avaliação de situações mais críticas (verificadas nos países mais pobres) e a questão da comparação entre diferentes regiões, sem apresentar uma metodologia de classificação (Sullivan, 2002 *fide* Vivas 2011).

### **Water Footprint**

O conceito de Pegada Hídrica, criado por Hoekstra (2003), foi introduzido como um indicador do uso de água doce. Os parâmetros utilizados incluem o uso direto de água pelo consumidor e pelos produtores, bem como o seu uso indireto (Brown & Matlock, 2011).

A Pegada Hídrica de um produto é definida como o volume total de água doce utilizado por unidade de produção, medido em toda a cadeia de suprimentos (Hoekstra, 2003; Brown & Matlock, 2011; Hoekstra *et al.*, 2011). Mais recentemente, foi desenvolvido por Hoekstra *et al.* (2009) um método de cálculo que incorpora pegadas de água verde, azul e cinza para avaliar a escassez hídrica.

Considera-se como água verde a parte da precipitação que não escoar ou recarrega as águas subterrâneas, mas que é armazenada no solo para ser utilizada pela vegetação. A água azul é a água presente em lagos, rios e aquíferos de água doce, e a água cinza a água poluída (Hoekstra *et al.*, 2011 *fide* Zeng *et al.*, 2013).

A Pegada Hídrica pode ser dividida em três grupos. As pegadas de água azul e verde referem-se ao volume de água azul e verde consumido durante a produção de bens e serviços. A pegada de água cinza refere-se à quantidade de água doce necessária para diluir poluentes até que se atinjam os padrões de qualidade da água (Brown & Matlock, 2011; Hoekstra *et al.*, 2011 *fide* Zeng *et al.*, 2013). A água contaminada é considerada água inutilizável e não está incluída no cálculo da disponibilidade de recursos hídricos (Brown & Matlock, 2011).

A avaliação geral da escassez de água através deste indicador pode ser obtida somando a pegada de água azul, verde e cinza. A pegada hídrica pode ser avaliada a nível local, de bacia hidrográfica e global, e ao mesmo tempo incorpora impactos ecológicos, socioeconómicos e políticos (Brown & Matlock, 2011).

As principais limitações centram-se na dificuldade para encontrar todos os dados necessários ao seu cálculo, e na análise focada apenas no uso de água doce, ignorando outros temas como a degradação do solo e os aspetos sociais ou económicos (Hoekstra *et al.*, 2011 *fide* Bleninger & Kotsuka, 2015).

### **Virtual Water**

O conceito de Água Virtual foi introduzido por John Allan em 1998, tendo como significado a água que se encontra incorporada em *commodities*, ou seja, a água envolvida no processo de produção de qualquer bem industrial ou agrícola (Bleninger & Kotsuka, 2015).

Este conceito diz respeito ao comércio indireto da água que está incluída em certos produtos, fazendo compreender que o consumo de água não é limitado ao seu uso direto em atividades quotidianas, mas que inclui também a água existente nos produtos consumidos, para além da água utilizada para a sua produção, fabrico e transporte, que deve ser contabilizada e avaliada (Hoekstra & Chapagain, 2007 *fide* Bleninger & Kotsuka, 2015).

A partir dos valores da Pegada Hídrica podem ser calculados os fluxos de Água Virtual importada e exportada entre regiões (Bleninger & Kotsuka, 2015). De acordo com Hoekstra & Hung (2003) o fluxo de Água Virtual pode ser calculado com base nas Equações (14) e (15), e obtido finalmente pela Equação (16).

$$AV_E = E \times PH_i \quad \text{Equação 14}$$

Onde  $AV_E$  representa a Água Virtual exportada, em  $m^3$ ,  $E$  representa a quantidade exportada de produto, em toneladas, e  $PH_i$  representa a Pegada Hídrica de um determinado produto, em  $m^3/t$ .

$$AV_I = I \times PH_i \quad \text{Equação 15}$$

Onde  $AV_I$  corresponde à Água Virtual importada, em  $m^3$ , e  $I$  corresponde à quantidade importada de produto, em toneladas.

O fluxo de Água Virtual é assim obtido pela diferença entre a Água Virtual exportada e importada (Eq. 16).

$$F_{AV} = AV_E - AV_I \quad \text{Equação 16}$$

Este conceito apresenta algumas limitações, tais como: assumir que todas as fontes de água têm o mesmo valor (e.g. precipitação, irrigação); assumir que outros usos poderiam ser dados a qualquer volume de água; e não indicar formas de contemplar a sustentabilidade no uso da água, tornando-se um fraco indicador ambiental (Frontier Economics, 2008).

Tabela 3.7 – Quadro-resumo dos principais indicadores/índices utilizados na avaliação da escassez de água (adaptado de WSM, 2004; Zeng *et al.*, 2013).

Indicador/Índice	Referência	Escala espacial	Dados necessários	Vantagens	Desvantagens	Nível de complexidade
Indicador de Falkenmark ( <i>WSI</i> )	Falkenmark (1989)	País	(a) Disponibilidades hídricas anuais. (b) População.	(a) Simples e intuitivo, amplamente utilizado. (b) Facilidade em obter os dados base para o seu cálculo.	(a) Extrema generalidade. (b) Não reflete a contribuição das infraestruturas hídricas na diminuição da escassez. (c) Não permite avaliar diferenças entre regiões distintas. (d) Não considera a diferença entre a procura de água causada pelas condições climáticas e a procura causada pelos estilos de vida. (e) Não considera a qualidade da água. (f) A classificação dos limites definidos é arbitrária.	Baixo
<i>Dry Season Flow Index (DSFI)</i>	WRI (2000)	Bacia hidrográfica	(a) Séries temporais de escoamento superficial (dados mensais). (b) População.	(a) As vantagens do <i>WSI</i> repetem-se neste índice.	(a) Não considera a qualidade da água. (b) Não reflete a contribuição das infraestruturas hídricas na diminuição da escassez.	Baixo
<i>The Social Water Stress Index (SWSI)</i>	Ohlsson (1998, 1999, 2000)	País	(a) Cálculo do inverso do indicador de Falkenmark ( <i>HWSI</i> ). (b) <i>IDH</i> .	(a) Inclui a capacidade social e económica do país na avaliação da escassez.	(a) Aplicação restringida a nível nacional. (b) Ocultação de disparidades nos países por obtenção de um valor médio no <i>IDH</i> . (c) Países erradamente considerados como suficientes devido à sua alta capacidade de adaptação.	Médio
<i>Use-to-Resource Ratio</i>	Raskin <i>et al.</i> (1997)	País	(a) Captações anuais de água doce. (b) Recursos hídricos dessalinizados. (c) Recursos hídricos renováveis internos.	(a) Contabiliza os recursos hídricos dessalinizados.	(a) Não tem em conta variações temporais e espaciais. (b) Não considera a qualidade da água.	Médio

			(d) Recursos hídricos renováveis externos.			
<i>Water Availability Index (WAI)</i>	Meigh <i>et al.</i> (1999)	Região e bacia hidrográfica	(a) Séries temporais de escoamento superficial (mensal). (b) Séries temporais dos recursos hídricos subterrâneos (mensal). (c) Necessidades de água do setor doméstico, agrícola e industrial.	(a) Pode ser facilmente comparado entre diferentes áreas e obtém resultados para um único ponto ou para uma vasta área.	(a) Elevada variabilidade de área para área (pequeno fluxo para a grande capacidade de armazenamento do reservatório ou elevado fluxo para a pequena capacidade de armazenamento do reservatório).	Baixo
<i>Water Resources Vulnerability Index (WRVI)</i>	Raskin <i>et al.</i> (1997)	País	(a) Captações anuais de água. (b) Disponibilidades anuais existentes	(a) Foco principal na quantificação das utilizações da água de forma a ser mais objetivo.	(a) A captação de água anual não considera a quantidade consumida (ou evapotranspirada) nem a quantidade disponível através de retornos. (b) Não tem em conta a capacidade adaptativa da sociedade para lidar com o <i>stress</i> hídrico.	Médio
<i>IWMI indicator</i>	Seckler <i>et al.</i> (1998)	País	(a) Disponibilidades (contabilizando infraestruturas existentes). (b) Consumos de água (evapotranspiração e recarga de águas superficiais profundas). (c) Usos temporários (abastecimento urbano). (d) Capacidade adaptativa da sociedade.	(a) Avalia a existência de infraestruturas para quantificação das disponibilidades e da capacidade de adaptação das sociedades. (b) Quantifica os usos através dos valores reais consumidos.	(a) Aplicação restringida aos países. (b) Muito complexo e pouco intuitivo. (c) Dependente de uma avaliação científica devido à falta de dados para avaliar todos os componentes do indicador.	Alto
<i>Criticality ratio (CR)</i>	Alcamo, Henrichs & Rosch (2000)	País e bacia hidrográfica	(a) Captações anuais de água. (b) Disponibilidades anuais existentes.	(a) As vantagens do <i>WRVI</i> repetem-se neste índice, contudo, é de aplicação mais abrangente, podendo ser utilizado a nível da BH.	(a) As disponibilidades não consideram o volume disponível para utilização humana. (b) As captações não têm em conta a quantidade evapotranspirada nem os retornos. (c) Não inclui a capacidade adaptativa da sociedade ao <i>stress</i> hídrico.	Baixo

<i>Water Exploitation Index (WEI)</i>	EEA (2005)	País, região e bacia hidrográfica	(a) Captações anuais de água. (b) Disponibilidades hídricas renováveis anuais.	(a) Facilmente aplicável a várias escalas de análise. (b) Acessibilidade dos dados necessários ao seu cálculo.	(a) Não dispõe de análises mensais (desprezando variações sazonais). (b) Na quantificação das captações despreza os volumes de retorno. (c) As disponibilidades não têm em conta os recursos aproveitados ou alocados com a existência de infraestruturas adequadas. (d) Classificação definida de forma arbitrária.	Médio
<i>Water Exploitation Index plus (WEI+)</i>	EEA (2013)	País, região e bacia hidrográfica	(a) Volume total de captações. (b) Disponibilidades hídricas renováveis (precipitação, evapotranspiração real, aflúncias externas, necessidades hídricas*, retornos). *Requisitos de segurança (água que não pode ser utilizada).	(a) Direto, incorporando os retornos e os caudais ecológicos.	(a) Captações totais por vezes desconhecidas. (b) Os retornos tornam-se complexos, requerendo estimativas.	Médio
<i>Environmental WSI</i>	Smakhtin, Revenga & Döll (2004)	Região, bacia hidrográfica	(a) Disponibilidades médias anuais (escoamento superficial e recarga de águas subterrâneas). (b) Necessidades mínimas anuais para manutenção dos ecossistemas. (c) Necessidade de preservação da dinâmica dos ecossistemas. (d) Disponibilidades para consumo humano (disponibilidades totais – necessidades ambientais). (e) Volume total de utilizações.	(a) Facilidade de aplicação a várias escalas de análise. (b) Pode ser calculado a partir de um modelo validado (WaterGAP 2.0). (c) Quantifica as necessidades para manutenção dos principais ecossistemas da região ou BH.	(a) As limitações do CR manifestam-se neste índice. (b) Não existe distinção entre os tipos de ecossistemas no cálculo das necessidades ambientais. (c) Categorias definidas arbitrariamente (com exceção do limiar).	Médio
<i>Sustainability Index</i>	Loucks (1997)	Bacia hidrográfica	(a) Cálculo da confiabilidade. (b) Cálculo da resiliência. (c) Cálculo da vulnerabilidade.	(a) Abrange critérios de acordo com as necessidades de cada território e usa a média geométrica para escalar os valores obtidos.	(a) Resultados complexos de analisar, extensos. (b) Pouco conveniente para comparar o desempenho entre grupos utilizadores de água.	Alto

<i>Water Poverty Index</i>	Sullivan (2002)	País, região e bacia hidrográfica	<p>(a) Recursos hídricos renováveis internos.</p> <p>(b) Recursos hídricos renováveis externos.</p> <p>(c) Acesso a água potável e ao saneamento.</p> <p>(d) Total de terras aráveis e área total.</p> <p>(e) PIB <i>per capita</i>.</p> <p>(f) Taxa de mortalidade de crianças com menos de 5 anos.</p> <p>(g) Índice de educação do UNDP.</p> <p>(h) Coeficiente de Gini.</p> <p>(i) Uso doméstico de água <i>per capita</i>.</p> <p>(j) PIB por setor.</p> <p>(k) Dados da qualidade da água e do uso de pesticidas.</p> <p>(l) Dados Ambientais (ESI).</p>	<p>(a) Agregação de vários indicadores relevantes para a gestão da água, tornando o índice completo e abrangente.</p> <p>(b) Flexibilidade metodológica (aplicação do índice a diferentes escalas espaciais de análise).</p>	<p>(a) Complexo, dificuldade de avaliação das componentes.</p> <p>(b) Tendência para avaliar as situações mais críticas.</p> <p>(c) Carece de uma metodologia de classificação para a comparação entre regiões.</p>	Alto
<i>Water Footprint</i>	Hoekstra (2003)	Local, bacia hidrográfica e global.	<p>(a) Pegadas de água azul e verde (volume de água azul e verde consumido durante a produção de bens e serviços).</p> <p>(b) Pegada de água cinza (água doce necessária para diluir poluentes até que se atinjam os padrões de qualidade da água).</p>	<p>(a) Incorpora simultaneamente os impactos ecológicos, socioeconômicos e políticos.</p>	<p>(a) Os dados necessários ao cálculo são difíceis de encontrar.</p> <p>(b) Análise focada apenas no uso de água doce, ignorando outros temas.</p>	Alto
<i>Virtual Water</i>	Allan (1998)	Local, bacia hidrográfica e global.	<p>(a) Consumo de água por unidade de produto.</p> <p>(b) Fatores climáticos.</p> <p>(c) Evapotranspiração do produto.</p> <p>(d) Produtividade (ton. por hectare plantado).</p> <p>(e) Água utilizada na produção do produto.</p>	<p>(a) Estima as utilizações diretas e indiretas da água.</p> <p>(b) Tal como a Pegada Hídrica, é uma ferramenta valiosa para influenciar as políticas e o comércio de água de forma a combater a sua escassez.</p>	<p>(a) Assume que todas as fontes de água têm o mesmo valor.</p> <p>(b) Assume que outros usos poderiam ser dados a qualquer volume de água.</p> <p>(c) Não tem em conta a sustentabilidade no uso da água.</p>	Alto



#### **4. Instrumentos económicos de gestão da escassez de água**

Os instrumentos económicos de gestão dos recursos hídricos visam promover a equidade, a eficiência e a sustentabilidade no uso da água. São três os tipos de instrumentos passíveis de ser utilizados na gestão dos recursos hídricos: os instrumentos de Comando e Controlo (C&C) (ou de regulação direta), os instrumentos económicos e fiscais (ou de mercado) e os instrumentos de atuação voluntária.

As políticas de C&C baseiam-se no estabelecimento, por parte de uma autoridade governamental, de políticas ambientais apoiadas em regulamentos (Araújo, 2013). Em regra, funcionam por imposição de normas ambientais, obrigações e proibições, estabelecendo padrões de comportamento obrigatórios que os destinatários deverão seguir (Araújo, 2013). Estas formas de C&C são preferidas pelos decisores uma vez que a água e a sua gestão se mantêm sob governação pública (Araújo, 2013).

Se por um lado estes instrumentos possibilitam estabelecer políticas uniformes e coerentes, permitindo que os destinatários saibam ao certo como devem agir, por outro lado esta conduta geral revela-se inflexível às várias situações específicas existentes (Mendes, 2004).

Segundo a teoria económica, na gestão da água associam-se três tipos de falhas: institucionais, de mercado e políticas. Estas falhas traduzem-se na subavaliação do valor dos recursos hídricos e na omissão de situações de escassez. Como consequência, o preço da água e dos respetivos serviços estarão igualmente subavaliados, o que provoca excesso de oferta e de consumo e a contínua utilização insustentável da água (Mendes, 2004).

É ainda importante referir que, devido à imposição de regras de conduta, as políticas de C&C não promovem a cooperação dos utilizadores na procura das melhores soluções para a gestão da água, nem recompensa os comportamentos positivos ou a inovação em procedimentos (Mendes, 2004).

Os instrumentos económicos existentes no setor da água são essencialmente de natureza pública e sem carácter voluntário. A condução do comportamento dos utilizadores resulta, por norma, de estímulos provenientes do Estado, pelo que não há lugar a mercados voluntários relativos à utilização de recursos hídricos (APA, 2010).

Os instrumentos económicos baseiam-se na utilização, ou criação, de mecanismos de mercado para influenciar o comportamento dos agentes. O controlo realizado é efetuado a partir do preço, alterando-o conforme os impactes ambientais sentidos, com o objetivo de incentivar os agentes económicos a incorporarem os custos ambientais (custo externos e custos de escassez) nas suas decisões (Augusto, 2008).

Fazem parte destes instrumentos mecanismos como taxas, tarifas e subsídios, programas financeiros, de apoio/compensação, direitos de propriedade e a criação de mercados (Mendes, 2004).

Quer sejam instrumentos económicos, ou de C&C, podem ser adotadas diferentes abordagens na gestão da água, e conseqüentemente na gestão da escassez.

#### 4.1 Direitos de uso de água

São um instrumento de C&C que atribui, por exemplo, um direito à utilização (captação) de um dado volume de água num dado período de tempo ou que, em termos mais gerais, estabelece as condições em que o seu detentor pode realizar os diversos tipos de utilização de água (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

A questão da propriedade é sempre importante em regiões com escassez de água. Para o desenvolvimento máximo da região, incluindo relações estáveis e harmoniosas entre a população, essa questão deve estar bem clara e aceite por todos (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Apesar de, universalmente, a água ser propriedade de todos, visto ser um recurso natural e indispensável à vida, em alguns locais (e.g. Estados americanos) a água existente é propriedade do chefe de Estado. Noutros é propriedade de quem possui o terreno em que a água foi encontrada (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Ao longo do tempo, alguns sistemas de gestão de direitos de uso de água, tanto os sistemas de propriedade como de arrendamento, foram sofrendo mudanças contínuas por se considerarem desadequados às circunstâncias atuais. Muitas das mudanças ocorreram devido a discussões entre negociações, ou a situações de domínio e violência (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

As regras que gerem a alocação e o uso dos recursos hídricos têm enormes efeitos sobre a eficiência do uso de água. Os sistemas estáveis incentivam o investimento em métodos eficientes de uso de água, por outro lado, os sistemas de arrendamento de água, por ano, não estimulam qualquer investimento e até propiciam o uso oportunista de água, apresentando um nível de gestão mínimo (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Embora alguns direitos de uso de água ainda permaneçam num regime de propriedade individual, as decisões sobre o acesso aos recursos hídricos e a sua afetação, atualmente, e de um modo geral, são asseguradas pelas autoridades públicas, podendo a gestão ser assegurada por organizações públicas ou privadas (Pereira, Cordery & Iacovides, 2009).

Na Califórnia, por exemplo, o *California's State Water Resources Control Board* decide a quantidade de água que cada titular de direitos pode ter, considerando quer um morador de um pequeno vale, quer um morador de uma zona mais metropolitana (Grantham & Viers, 2014; Walker, 2015).

Estando a Califórnia em situação de escassez, os detentores de direitos comprovam as quantidades que necessitam, apresentando a quantidade de água que têm utilizado e a quantidade que planeiam usar no futuro (Grantham & Viers, 2014; Walker 2015).

O *California's State Water Resources Control Board* emite também uma série de licenças e registos para permitir que indivíduos e organizações utilizem os recursos hídricos para propósitos benéficos como natação, pesca, agricultura ou indústria (Walker, 2015).

Os direitos de uso de água beneficiam os agricultores no sentido em que, podem, deste modo, tomar as decisões mais económicas relativamente às suas plantações. Os que sabem que conseguem obter maiores quantidades de água podem ter culturas que necessitem de mais água, e os que não conseguem tanta quantidade podem dedicar-se a culturas mais tolerantes à seca (Walker, 2015).

Se forem titulares de vários terrenos, podem obter mais água para uns do que para outros: onde tiverem direitos mais elevados podem plantar culturas mais lucrativas, e onde tiverem direitos mais reduzidos podem plantar culturas de baixo rendimento, ou que exijam menores quantidades de água (Walker, 2015).

Se as disponibilidades, superficiais e subterrâneas, se encontrarem abaixo do normal e se estiver próximo de uma situação de seca, o *California's State Water Resources Control Board* põe em prática os direitos de restrição, que revogam o poder de utilizar a quantidade de água definida nos direitos de uso de água, reduzindo-os (Walker, 2015).

#### 4.2 Mercados de água (*water markets*)

Os mercados de água operam como mercados de ações, tendo um preço para o bem. Esse preço único pretende alocar água de acordo com a curva da procura de cada agente, proporcionando o benefício correto para a escolha das culturas e para avaliação das tecnologias de conservação da água (Chong & Sunding, 2016).

Os mercados de água são preferidos relativamente a políticas alternativas, como C&C, uma vez que se baseiam na participação voluntária e na coordenação descentralizada através do preço único da água (Chong & Sunding, 2016).

Este tipo de mecanismo permite aos utilizadores decidir quem deve utilizar a água, onde, e com que fins, em vez de esta ser uma decisão governamental. Os mercados permitem que a água seja realocada entre os utilizadores e possibilitam a resposta às mudanças no seu ambiente operacional. Desta forma, o “vendedor” de água é o único a tomar decisões sob o seu próprio interesse e os utilizadores do recurso modificam o seu comportamento, reduzindo os seus consumos (NWC, 2011; Fargher, 2011; Banwait, Knudsen & Hinzl, 2017).

A Austrália, por exemplo, é líder mundial no uso de mecanismos baseados no mercado para a gestão da água, tendo desenvolvido e implementado o maior sistema de comércio de água do mundo. Os mecanismos deste género podem ser de vários tipos, desde o comércio permanente de água, ao seu arrendamento, e ao comércio sazonal de alocação de água (Banwait, Knudsen & Hinzl, 2017).

Em vez de optar pela utilização de projetos dispendiosos para ampliar o fornecimento existente, o mercado funciona realocando os recursos hídricos existentes, com o objetivo de aumentar a eficiência na sua alocação. Funciona para qualquer setor, considerando também as transações intersetoriais, e o preço da água é determinado ao analisar o valor definido pelos compradores e pelos vendedores, tendo em conta vários fatores, como os usos da água, os padrões climáticos, os volumes de armazenamento, entre outros (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017). Em média, são comercializados através deste mecanismo cerca de 5 800 hm<sup>3</sup> de água por ano (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

O mercado de água australiano não existe apenas como único mercado nacional. Existem também mercados separados, às vezes interligados e também baseados no mesmo princípio, cada um com as suas próprias restrições geográficas e com os recursos hídricos e questões de direitos de água bem definidos para a bacia respetiva (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

Um dos papéis mais importantes no mercado da água é o dos indivíduos cuja função é a de efetuar a troca, os “vendedores”, muitas vezes denominados por *water market intermediaries*. São responsáveis por investigar as opções de negociação em nome dos seus clientes, tratando de toda a documentação necessária (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

A nível industrial, o comércio de água permite às indústrias reagir mais rapidamente em caso de mudanças, contratações ou na sua expansão. A água pode agir como catalisador para a mudança da indústria, permitindo a irrigação de terras que estão secas há longos períodos de tempo. A mão de obra agrícola pode ser ajustada a curto prazo para novas tarefas, o que permite a utilização de terrenos que não foram utilizados durante períodos muito secos (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

No entanto, existe quem não consiga beneficiar do mercado de água. Parte da população, principalmente agricultores comuns, dependentes da agricultura, não têm capacidade financeira para pagar a água quando os preços aumentam, a longo prazo, durante os períodos secos. Deste modo, uma das preocupações existentes é que os investidores no mercado da água aumentem os preços e coloquem o agricultor comum fora dos negócios (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

O funcionamento do mercado de água australiano é uma boa maneira de garantir que a água é alocada para as áreas que mais precisam. Além disso, possibilita a minimização de custos de transação associados ao comércio de água e revela-se importante na proteção dos fluxos ambientais (Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

Este mecanismo pode ser adaptado a outros países em situação de escassez. A Califórnia, por exemplo, é um dos países que se encontra em semelhante condição ambiental, considerando adaptar o mesmo mecanismo (Fargher, 2011; Banwait, Knudsen & Hinzel, 2017).

### 4.3 Taxas aplicadas à água (*water taxes*)

As taxas são normalmente definidas como pagamentos a efetuar pelo uso dos bens e serviços ambientais, bem como das respectivas infraestruturas, assemelhando-se aos preços de mercado dos bens privados. No entanto, o seu valor é determinado administrativamente, e não pelo mercado (Mendes, 2004).

As taxas ambientais são eficazes de modo a internalizar as externalidades, visando integrar os custos dos serviços e dos danos ambientais de forma direta nos preços dos bens, dos serviços e das atividades que estão na sua origem. Assim, as taxas seguem o princípio do poluidor-pagador, pretendendo que as políticas ambientais façam também parte das políticas económicas (Almeida, 2013).

A gestão da água e da sua escassez através de taxas é muito simples. Se um agricultor quiser cultivar plantações que necessitem de rega intensiva (e.g. arroz), numa região em que praticamente não chove há três anos, é possível, mas o preço a pagar pela quantidade de água que necessita vai incluir uma taxa.

Devido a este aumento, o agricultor pode não conseguir competir com os custos, acabando por ter de investir nos mecanismos de rega que lhe permitam uma maior poupança de água, ou dar outro destino aos seus terrenos e aos seus cultivos. O objetivo da questão é pagar o custo real de utilização de um recurso, principalmente quando este se encontra em situação de escassez.

As taxas são classificadas em três categorias: taxas por serviço prestado, taxas de incentivo e taxas fiscais ambientais.

As taxas por serviço prestado têm como base o princípio do poluidor-pagador e do utilizador-pagador, utilizando o contributo ambiental para compensar os custos da monitorização e do controlo do uso desse serviço. Podem ser taxas de utilização, que são pagas por um serviço específico (e.g. tarifas dos serviços de águas), ou taxas reservadas, onde os dividendos são usados para projetos ambientais (e.g. TRH) (Almeida, 2013).

As taxas de incentivo apenas têm como objetivo alterar o comportamento prejudicial dos consumidores relativamente à utilização de recursos ou à emissão de substâncias poluentes, sem que haja intenção na obtenção de receitas. Esta taxa manifesta-se também nos consumidores, que podem passar a pagar mais pelos produtos devido ao imposto pago pelos produtores, tornando-se o seu consumo menos apelativo com o decorrer do tempo (Almeida, 2013).

As taxas fiscais ambientais têm como fim o de gerar receitas, que podem ter vários fins. Podem ser destinadas à resolução de questões ambientais, ao subsídio a consumidores ou produtores, contribuindo para modificar os seus comportamentos, a financiar o défice orçamental ou mesmo contribuir para a redução de outros impostos (Almeida, 2013).

Estudos como o *EEA Report No.2* (2005) sugerem que os instrumentos económicos, e, especificamente, as taxas ambientais são a melhor opção para a proteção ambiental, tendo resultados nitidamente superiores aos instrumentos de C&C, convencionalmente utilizados nesta área, embora sem muito sucesso.

Em Portugal, as taxas relativas aos recursos hídricos são aplicadas quando há utilização de bens públicos relacionados com a água, incluindo a própria água, seja para fins consumptivos ou outros.

Atualmente a única taxa relacionada com os recursos hídricos existente em Portugal é a TRH, que surge para compensar os custos associados às atividades de planeamento, proteção e gestão dos recursos hídricos. A taxa é repercutida aos utilizadores finais conforme previsão legal, e a contribuição de cada um é proporcional à água efetivamente consumida.

Existem exemplos semelhantes a serem aplicados na Europa, como é o caso da Holanda, Dinamarca e Hungria, e ainda um caso de estudo recente para futura aplicação no Chipre.

### **Holanda**

No caso da Holanda, é utilizada a *tap water tax* (taxa de uso de água da torneira). Esta é uma taxa ambiental, que tem como objetivo incentivar os consumidores a utilizar a água com moderação. O valor da taxa depende da situação específica do utilizador e dos m<sup>3</sup> consumidos (Government of the Netherlands, 2017; Waternet, 2017).

Em janeiro de 2017 definiu-se que esta taxa seria de 0,336 € por m<sup>3</sup>, ao que ainda acresce 6% de IVA. Esta taxa apenas é cobrada aos primeiros 300 m<sup>3</sup>, que raramente são ultrapassados pelos utilizadores (Government of the Netherlands, 2017; Waternet, 2017). O preço médio da água em Amsterdão ronda os 0,79 € por metro cúbico (Waternet, 2017).

### **Dinamarca**

No caso da Dinamarca, a taxa sobre a água canalizada (*water tax*) foi introduzida com o objetivo de reduzir os consumos de água, mesmo não existindo escassez, tendo apenas como propósito a redução da quantidade de águas residuais (GBE & DEC, 2015).

Desde que foi criada, tem mostrado efeitos imediatos nos consumos de água, sendo ainda ligeiramente aumentada com o decorrer dos anos. O valor mais recente encontrado é o do ano de 2015, correspondente a 0,90 € por m<sup>3</sup> consumido (GBE & DEC, 2015). O preço apenas do metro cúbico de água varia bastante no país, e em Aarhus, por exemplo, é cerca de 1,13 €/m<sup>3</sup> (8,47 DKK) (Aarhusvand, 2017).

Os serviços de abastecimento na Dinamarca pagam também uma taxa sobre a água perdida, que ronda 1 € por m<sup>3</sup>. Para incentivar ainda mais os fornecedores de água a reduzir as perdas de água, as autoridades dinamarquesas impõem penalidades adicionais aos serviços que não reduzirem as perdas para menos de 10%. Deste modo, o governo dinamarquês criou um forte incentivo para evitar as perdas nos sistemas de abastecimento, conseguindo gerir e operar a

distribuição de forma eficiente, contribuindo simultaneamente para a utilização da água com moderação (Hydropolitics Academy, 2014; GBE & DEC, 2015).

### **Hungria**

Na Hungria foi adotada uma taxa à captação de água, denominada por *Water Resource Fee*, aplicada, quer à captação superficial, quer à subterrânea. Na prática, todos os utilizadores pagam a taxa, quer tenham os seus próprios poços (se captarem acima de 500 m<sup>3</sup> anuais), quer utilizem água dos sistemas de abastecimento (acima de 10 000 m<sup>3</sup>/ano) (EPI Water, 2011). O preço do metro cúbico de água em Budapeste é cerca de 0,70 € (218,95 HUF), valor a que é somado o custo da taxa (Budapest Waterworks, 2017).

Os principais objetivos da taxa passam por fomentar o uso sustentável dos recursos hídricos do país e assegurar o abastecimento de água público. A nível fiscal, a taxa visa a provisão de recursos financeiros para o fundo existente para salvaguardar os recursos hídricos, administrado pelas autoridades responsáveis (EPI Water, 2011).

O valor a cobrar ao utilizador depende se a captação é superficial ou subterrânea e depende também da finalidade que essa captação terá. O cálculo inclui uma “taxa base” e uma série de multiplicadores que refletem preferências para a modificação do uso da água (EPI Water, 2011; EC, s.d).

O valor da *Water Resource Fee* (*WRF*) é obtido pela Equação 17:

$$WRF = V (m^3) \times BC (\text{€/m}^3) \times M \times G \quad \text{Equação 17}$$

O volume captado é multiplicado pela “taxa base” (*BC*), que pode assumir dois valores possíveis, dependendo se o recurso é captado pelo utilizador ou se é fornecido pelos serviços de abastecimento de água. No caso de se tratar do fornecimento por parte de serviços de abastecimento de água, o valor base é de 0,03 €/m<sup>3</sup> (EPI Water, 2011; EC, s.d.; Budapest Waterworks, 2017). Há ainda a multiplicação por um fator “*M*”, correspondente a um valor que mostra se o volume de água utilizada é medido (o valor é 1 se o volume de água for medido e 2 se não for), e por um fator “*G*”, denominado fator de modificação, que depende do uso, da fonte e da qualidade da água (EPI Water, 2011; EC, s.d.).

No caso da captação de águas superficiais para fins de pesca, o valor do fator “*G*” é 0. Pode ser entre 4 e 6 no caso de água cárstica, 7,5 no caso de água termal, 1 a 4 no caso de água filtrada ou 2 a 5 no caso de águas subterrâneas (EPI Water, 2011; EC, s.d.).

### **Chipre**

Um estudo de Zachariadis (2016) propõe para o Chipre uma reforma fiscal verde a vários níveis, propondo a implementação gradual de um imposto sobre o carbono (para setores que não estão sujeitos ao CELE – Comércio Europeu de Licenças de Emissão), uma taxa de escassez de água e um imposto para descargas de resíduos municipais e industriais em aterros sanitários.

Sendo o Chipre o país da UE com maior nível de *stress* hídrico, os preços da água não incluem nenhuma taxa que tenha em conta os custos da escassez de água e os custos da poluição ambiental consequente. Deste modo é incentivada a sobre-exploração dos recursos hídricos e o aumento da utilização de água dessalinizada, com gastos elevados em energia (Zachariadis, 2016). O preço do metro cúbico de água no Chipre (até 40 m<sup>3</sup>) é cerca de 0,90 € (Water Board of Lemesos, 2017).

Assim, Zachariadis (2016) propõe uma taxa adicional ao consumo de água, implementada para o abastecimento doméstico e para a irrigação, na ordem dos 0,10 € por m<sup>3</sup>.

Esta quantia deriva de vários estudos realizados para o Departamento de Desenvolvimento do Chipre, para que o país consiga recuperar os custos totais do abastecimento de água, de acordo com os requisitos da DQA. O valor corresponde especificamente ao custo estimado de escassez de água (custo dos recursos) e ao custo ambiental da sobre-exploração dos recursos hídricos (Zachariadis, 2016).

Com base em estatísticas oficiais sobre a quantidade de água faturada para consumidores domésticos, industriais e agrícolas, estima-se que esta taxa adicional aumente as receitas na ordem dos 10 milhões de euros por ano: 6 milhões de euros correspondentes aos consumidores domésticos e industriais e 4 milhões de euros correspondentes às cobranças por água de irrigação. A taxa deve ser paga por todos os agregados familiares, empresas e agricultores, que será cobrada através da conta da água (Zachariadis, 2016).

No caso particular do Chipre, a poupança que pode surgir nos consumos de água poderá ajudar a enriquecer os aquíferos, especialmente os que se localizam em zonas costeiras e sofrem cada vez mais intrusões salinas, podendo também contribuir para uma menor dependência do uso de água dessalinizada. Este uso, para além de poder causar danos nos ecossistemas marinhos locais, também contribui bastante para emissões poluentes provenientes do processo da dessalinização (Zachariadis, 2016).

## 5. Da avaliação à gestão da escassez

Os instrumentos económicos e financeiros são mecanismos essenciais para a política e gestão da água, atuando de forma a incentivar os atores envolvidos a alcançarem os objetivos definidos e a adotarem as medidas propostas nos planos de recursos hídricos. Contudo, para cumprirem essa missão, os instrumentos económicos necessitam de uma base de informação e de um enquadramento legislativo e institucional que permitam que os incentivos sejam percebidos e aceites como justos, e que conduzam à pretendida alteração de comportamentos.

Para uma adequada gestão da água os instrumentos económicos, no espírito da Diretiva-Quadro da Água, devem contribuir para a internalização dos custos ambientais e de escassez no preço da água. No caso particular da internalização dos custos de escassez é fundamental ter informação confiável e atualizada que permita ter uma caracterização da escassez que fundamente e suporte os sinais de incentivo transmitidos pelos instrumentos económicos que venham a ser adotados.

Assim, considera-se que a base de informação para a caracterização da escassez de água deve ser suportada por um conjunto de índices ou indicadores, ou um único apenas numa fase inicial do processo de implementação, que caracterizem as diferentes componentes relevantes para a caracterização da escassez (e.g. procura/utilizações da água, disponibilidades hídricas, capacidade de armazenamento), considerando a dimensão espacial (e.g. por região hidrográfica, bacia ou sub-bacia hidrográfica) e temporal (e.g. séries temporais que permitam caracterizar a escassez para diferentes horizontes temporais).

Por vezes, um único índice ou indicador pode não ser suficiente para a complexidade exigida na caracterização da escassez. A maior parte dos índices e indicadores utilizam diferentes variáveis no seu cálculo, sendo concebidos com diferentes objetivos e para diferentes escalas espaciais. Na avaliação da escassez existente em determinado país ou região pode ser importante a conjugação de aspetos complementares que são captados por mais do que um índice ou indicador.

Para os instrumentos económicos se revelarem eficazes na alteração de comportamentos, cumprindo os seus objetivos, e não existirem apenas como mais um acréscimo de custo a cada utilizador, que pouco ou nada contribuirá para alterar o seu comportamento, é necessário que consigam internalizar a magnitude e relevância do custo de escassez associado às diversas utilizações.

Considerando a existência de vários indicadores e índices de escassez referidos na literatura e revistos no capítulo 3, e sendo alguns muito completos, verifica-se que a caracterização da escassez é, em geral, complexa, exigindo a recolha de informação para um conjunto alargado de variáveis.

Os índices e os indicadores revistos neste trabalho são, em geral, baseados na comparação ou no balanço das utilizações face às disponibilidades existentes. No entanto, os conceitos, quer

das necessidades, para os diferentes setores utilizadores, quer das disponibilidades de água, nem sempre são assumidos com uma mesma interpretação pelo que importa analisar cuidadosamente os resultados de cada indicador/índice e entender o que está a ser considerado no seu cálculo.

Há ainda a necessidade de definir uma escala de avaliação ideal para cada índice ou indicador, pois a avaliação à escala nacional, ou a nível da BH, pode encobrir problemas a um nível mais local. Esta questão salienta a importância da avaliação da escassez por sub-bacia, que vem sendo legalmente referida, e que poderá contribuir para uma mais correta e direta aplicação da TRH em Portugal.

Para a utilização dos instrumentos económicos existentes, e no caso particular da TRH, é necessário ter a situação hídrica nacional bem caracterizada, considerando também a escassez existente, através de índices/indicadores, sendo por isso fundamental promover a sua ligação à TRH e às suas componentes.

Dos índices e indicadores revistos, o *WEI* +, como índice mais atual e já aplicado a nível nacional, será o índice utilizado na ligação à TRH.

Neste estudo, essa ligação é proposta através da modelação da única taxa a nível da gestão dos recursos hídricos em Portugal (TRH), em que se estabelece a sua ligação ao índice de escassez *WEI* +. A ligação é feita através da correspondência dos níveis de escassez do índice, definidos na forma de quatro intervalos percentuais, aos coeficientes de escassez aplicados na TRH, que se sugere que sejam diferenciados dos estabelecidos na legislação.

Com a escassez de água avaliada pelo *WEI* +, e diretamente relacionada com os coeficientes de escassez aplicados na TRH, avança-se para modelação da taxa a nível dos seus valores base e dos coeficientes de escassez utilizados, criando vários cenários para diferentes tipos de consumidores.

## 6. Gestão da água em Portugal – Caso de estudo português

### 6.1 Enquadramento legislativo institucional

O enquadramento legal do domínio da água a nível da Comunidade Europeia e nacional tem por base a Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, designada como Diretiva-Quadro da Água (DQA), e a sua transposição para a ordem jurídica nacional pela Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, vulgarmente designada Lei da Água.

Decorrente dos objetivos e princípios presentes na DQA e na Lei da Água, surge a necessidade de implementar também instrumentos de planeamento e gestão, como os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) e o Plano Nacional da Água (PNA). Este apresenta já os seus objetivos definidos nos termos da Lei da Água.

De acordo com o quadro de ação comunitária no domínio da política da água presente na DQA, que recomenda a implementação de instrumentos económicos e financeiros para proteção dos recursos hídricos, é estabelecido o Regime Económico e Financeiro no DL n.º 97/2008, de 11 de junho. Este é um diploma complementar à Lei da Água, ao qual é dedicado um subcapítulo nesta temática, devido à sua relação com a TRH.

#### 6.1.1 Diretiva-Quadro da Água

A Comunidade Europeia tem vindo a enfrentar alterações significativas ao longo dos anos, tanto no nível de vida da população como nos seus padrões, e conseqüentemente alterações a nível da quantidade e qualidade da água.

As políticas de gestão da água, orientadas por um quadro legal de referência, permitem desenvolver e salvaguardar os recursos hídricos. Estas contribuem para o uso sustentável da água, utilizando conjuntamente instrumentos económicos.

Progressivamente, a União Europeia foi introduzindo políticas ambientais, iniciando o processo de construção de uma Política Comum em matéria de Água - a Diretiva-Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho), de 23 de outubro de 2000.

Designada resumidamente por DQA, é um dos instrumentos mais importantes e ambiciosos a nível das políticas do domínio da água (Nixon *et al.*, 2000). Transposta para o direito nacional pela Lei n.º 58/2005 de 29 de dezembro (Lei da Água) e complementada pelo Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de março e pelo Decreto-Lei n.º 97/2008 de 11 de junho, a DQA estabelece o quadro de ação comunitária no domínio da política da água na União Europeia.

A DQA institui um quadro comum para a proteção das águas interiores, de superfície e subterrâneas, das águas de transição e das águas costeiras da União Europeia, com o objetivo de prevenir a degradação e proteger da qualidade das águas, promover o uso sustentável da água e contribuir para mitigar os efeitos das cheias e das secas (Saraiva, 2010).

Baseada nos princípios de precaução e da ação preventiva, da correção, prioritariamente na fonte, dos danos causados ao ambiente e do poluidor-pagador, a DQA contribui para (Vieira, 2003; Henriques, West, & Pio, 2002 *vide* Saraiva, 2010):

- Assegurar a provisão de água na quantidade e com a qualidade indispensável para satisfazer o consumo humano, bem como as necessidades das atividades socioeconómicas, de forma sustentável, equilibrada e equitativa;
- Proteger as águas marinhas, visando a eliminação da poluição e a redução progressiva de descargas de substâncias perigosas no meio aquático.

Dos principais aspetos introduzidos pela DQA destacam-se os objetivos (art. 4.º), a análise económica relativa à utilização da água (art. 5.º) e os preços da água ajustados à sua utilização eficiente (art. 9.º).

O Artigo 4.º da DQA é o artigo central da Diretiva, que estabelece os objetivos ambientais para as várias categorias de águas, entre os quais o de atingir um bom “estado” das águas superficiais e subterrâneas e o cumprimento das normas nas áreas de proteção.

A análise económica referida no Artigo 5.º visa determinar o verdadeiro valor da água, indicando que se deve realizar uma análise às características da região hidrográfica em causa, uma análise económica da utilização da água e um estudo do impacte da atividade humana sobre o estado das águas de superfície e subterrâneas.

Um dos desafios prioritários da DQA é determinar o verdadeiro valor da água, tendo em conta os investimentos, custo de manutenção e externalidades. Assim, relativamente à política dos preços da água, a DQA pretende implementar um incentivo ao uso sustentável dos recursos hídricos, qualquer que seja a sua utilização.

O seu Artigo 9.º estabelece que os estados-membros devem considerar o princípio da recuperação dos custos com os serviços prestados (custos de exploração, manutenção, gestão dos empreendimentos e investimentos) e os custos ambientais e de escassez da água no seu preço.

Os usos de água são normalmente condicionados pelos respetivos preços, pelo que a definição dos mesmos a um nível apropriado estimula a inovação e a adoção de novas técnicas, promovendo o uso sustentável da água (Reigada, 2014).

As políticas de preço da água são assim instrumentos eficazes na gestão da procura, contribuindo significativamente para a realização de novos investimentos em infraestruturas de abastecimento de água e de rejeição de águas residuais, ao mesmo tempo que estabelecem a regulação dos consumos, para que, de uma forma integrada, contribuam para atingir os objetivos delineados (Vieira, 2003; Reigada, 2014).

## 6.1.2 Titularidade dos Recursos Hídricos

A titularidade dos recursos hídricos nacionais é estabelecida pela Lei n.º 54/2005 de 15 de novembro, alterada pelas Leis n.º 78/2013, de 21 de novembro, e n.º 34/2014, de 19 de junho. Nos recursos hídricos considerados incluem-se as águas, com os respetivos leitos e margens, zonas adjacentes, zonas de infiltração máxima e zonas protegidas.

Em função da titularidade, “os recursos hídricos compreendem os recursos dominiais, ou pertencentes ao domínio público (DPH), e os recursos patrimoniais, pertencentes a entidades públicas ou particulares e sobre os quais impendem restrições de utilidade pública”.

De acordo com a legislação vigente (art. 2.º), o domínio público hídrico (DPH) diz respeito às águas públicas e compreende o domínio público marítimo, o domínio público lacustre e fluvial e o domínio público das restantes águas, podendo pertencer ao Estado, às Regiões Autónomas e aos municípios e freguesias.

Estando integrados no domínio público do Estado, os bens, naturais ou artificiais, que o constituem estão protegidos por um regime especial que garanta que tenham como fim a utilidade pública, “regime que os subtrai à disciplina jurídica dos bens do domínio privado tornando-os inalienáveis, impenhoráveis e imprescritíveis” (APA, 2014).

O domínio público marítimo, pertencente ao Estado, “compreende as águas costeiras e territoriais, as águas interiores sujeitas à influência das marés, nos rios, lagos e lagoas, assim como os respetivos leitos e margens”. Incluem-se também “os fundos marinhos contíguos da plataforma continental, abrangendo toda a zona económica exclusiva” (Artigo 3.º e 4.º).

O domínio público lacustre e fluvial pode pertencer ao Estado, às Regiões Autónomas, ou aos municípios. De acordo com o Artigo 5.º, estão compreendidos neste domínio:

- a) os cursos de água, lagos e lagoas navegáveis ou flutuáveis, com os respetivos leitos e margens pertencentes a entes públicos;
- b) os cursos de água não navegáveis nem flutuáveis, com os respetivos leitos e margens, desde que localizados em terrenos públicos, ou os que por lei sejam reconhecidos como aproveitáveis para fins de utilidade pública;
- c) os canais e valas navegáveis ou flutuáveis, ou abertos por entes públicos, e as respetivas águas;
- d) as albufeiras criadas para fins de utilidade pública, com os respetivos leitos;
- e) os lagos e lagoas não navegáveis nem flutuáveis, com os respetivos leitos e margens, formados pela natureza em terrenos públicos e os lagos e lagoas circundados por diferentes prédios particulares ou existentes dentro de um prédio particular, quando alimentados por corrente pública.

Mais ainda acrescenta o Artigo 6.º, indicando que pertencem ao DPH do município “os lagos e lagoas situados integralmente em terrenos municipais ou em terrenos baldios e de logradouro

comum municipal”, e ao DPH das freguesias “os lagos e lagoas situados integralmente em terrenos das freguesias ou em terrenos baldios e de logradouro comum paroquiais”.

O domínio público das restantes águas pode pertencer ao Estado, às Regiões Autónomas e aos municípios ou freguesias. Segundo o Artigo 7.º estão compreendidas:

- a) as águas nascidas e águas subterrâneas existentes em terrenos ou prédios públicos;
- b) as águas nascidas em prédios privados;
- c) as águas pluviais que caiam em terrenos públicos ou que, abandonadas, neles corram;
- d) as águas pluviais que caiam em algum terreno particular;
- e) as águas das fontes públicas e dos poços e reservatórios públicos, incluindo todos os que vêm sendo continuamente usados pelo público ou administrados por entidades públicas.

Os recursos patrimoniais são particulares, estando sujeitos a servidão administrativa: os leitos e margens das águas do mar e de águas navegáveis, reconhecidos como privados nos termos da lei, e os cursos de água não navegáveis nem fluviáveis e respetivos leitos e margens.

### 6.1.3 Lei da Água

A Lei n.º 58/2005 de 29 de dezembro, designada por Lei da Água, transpõe, para a ordem jurídica nacional, a Diretiva 2000/60/CE de 23 de outubro de 2000 (DQA), constituindo o diploma fundamental de governação jurídica da água nacional, que estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas.

Nos Artigos 6.º e 7.º, como matéria de enquadramento institucional, são criadas, no quadro da especificidade das bacias hidrográficas existentes, dez regiões hidrográficas e cinco Administrações de Região Hidrográfica (ARH). A Figura 6.1 ilustra as regiões hidrográficas estabelecidas, já com a alteração da BH das Ribeiras do Oeste da RH4 para a RH5, onde se junta à BH do Tejo, conforme alteração enunciada no Decreto-Lei n.º 60/2012, de 14 de março.

Inicialmente, e de acordo com a Lei n.º 58/2005, as ARH beneficiavam de autonomia administrativa e financeira, procedendo à proteção e valorização das águas no seu âmbito territorial. Atualmente, as cinco ARH estão agrupadas na Agência Portuguesa do Ambiente (APA), juntamente com o extinto Instituto da Água. Cabe à APA, como autoridade nacional da água, “representar o Estado como garante da política nacional e prosseguir as suas atribuições, ao nível territorial, de gestão dos recursos hídricos, incluindo o respetivo planeamento, licenciamento, monitorização e fiscalização ao nível da região hidrográfica, através dos seus serviços desconcentrados” (Artigo 7.º).

No capítulo terceiro, relativo ao ordenamento e planeamento dos recursos hídricos distinguem-se, no âmbito do ordenamento, os planos de ordenamento de albufeiras de águas públicas, planos de ordenamento da orla costeira e planos de ordenamento dos estuários.

Todo o planeamento das águas estabelecido neste capítulo da Lei da Água é concretizado através de três instrumentos: o Plano Nacional da Água (PNA), os PGRH e os planos específicos de gestão de águas, de âmbito territorial ou setorial.

No domínio dos instrumentos de planeamento, são ainda designadas várias medidas de proteção e valorização, destacando-se: medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica, zona costeira e estuários, e zonas húmidas; medidas de proteção especial dos recursos hídricos nas captações para abastecimento público, zonas de infiltração máxima para recarga de aquíferos, e zonas vulneráveis à poluição por nitratos de origem agrícola (art. 37.º, 38.º e 39.º, respetivamente); e medidas de proteção contra riscos de cheias, secas, acidentes graves de poluição e rotura de infraestruturas hidráulicas (art. 40.º, 41.º, 42.º e 43.º, respetivamente).

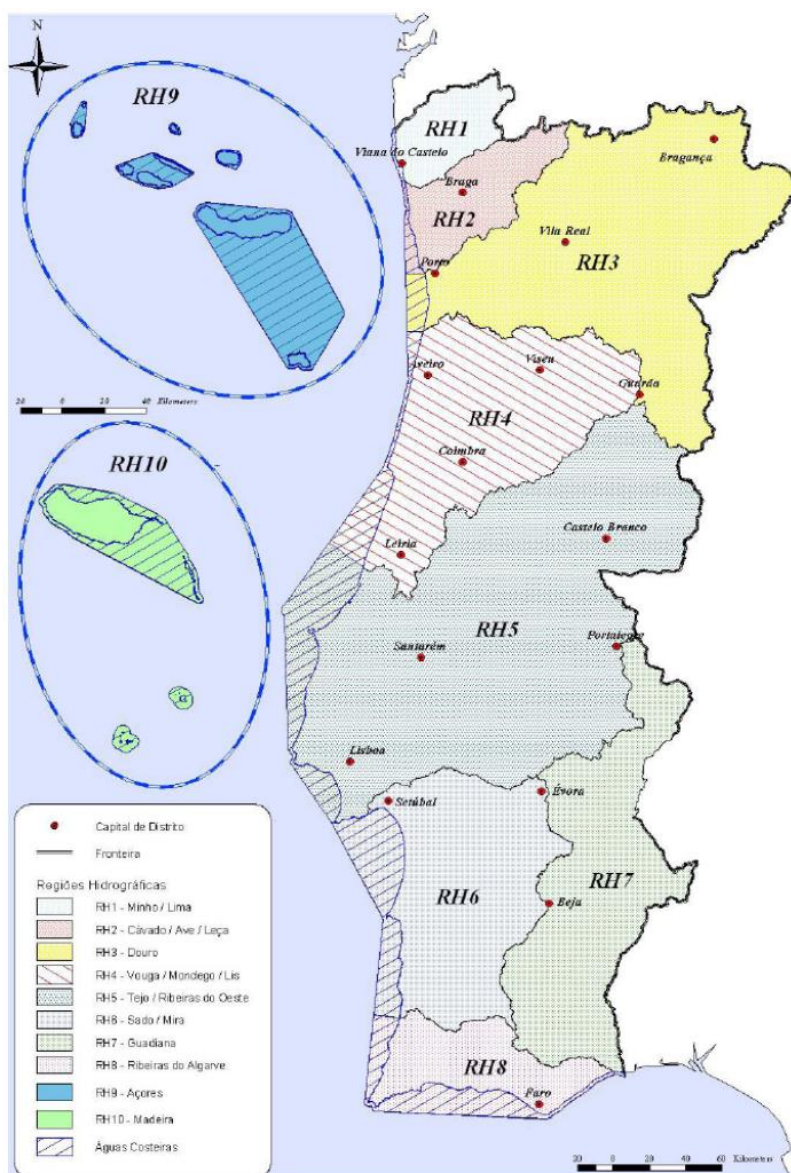


Figura 6.1 - Regiões hidrográficas de Portugal (Saraiva, 2010).

Em complementaridade com a DQA, a Lei da Água estabelece uma maior especificidade no detalhe da aplicação da política dos preços da água.

No capítulo VII é estabelecido o Regime Económico e Financeiro, com base em sete artigos que especificam os instrumentos económico-financeiros a adotar (TRH e tarifas dos serviços de água).

Destaca-se o Artigo 77.º, referente ao princípio da promoção da utilização sustentável dos recursos hídricos, que se baseia nos princípios estabelecidos no Artigo 9.º da DQA. Este princípio promove a utilização sustentável dos recursos hídricos através da internalização dos custos financeiros, ambientais e de escassez de cada região hidrográfica, respeitando o princípio do poluidor-pagador e utilizador-pagador.

Contrariamente à DQA, a Lei da Água diferencia os utilizadores de recursos hídricos e os utilizadores de serviços públicos.

A TRH é introduzida no Artigo 78.º, onde são definidas as suas duas bases de incidência. A primeira relativa à “utilização privativa de bens do domínio público hídrico”, tendo em conta a quantidade e o valor económico do bem, e a segunda relativa às “atividades suscetíveis de causarem um impacto negativo significativo no estado de qualidade ou quantidade de água”.

Os seguintes Artigos (79.º, 80.º e 81.º) fazem referência à cobrança da TRH e aos modos de aplicação das receitas líquidas obtidas. No Artigo 82.º são definidos os objetivos do regime de tarifas dos serviços de água. Este deve ser implementado pela empresa concessionária, visando assegurar o equilíbrio económico-financeiro da concessão e uma adequada remuneração dos capitais próprios, tendo sempre por base o princípio do utilizador-pagador.

Destaca-se também o Artigo 83.º, que pretende assegurar que seja feita uma análise económica das utilizações da água em cada região hidrográfica, que “contenha as informações suficientes para determinar a combinação de medidas com melhor relação custo-eficácia para estabelecer os programas de medidas a incluir nos PGRH”.

Este artigo é uma transposição melhorada, ou seja, uma evolução do Artigo 5.º da DQA, pois para além de estabelecer a análise económica da utilização da água, propõe que a mesma seja mais profunda, considerando a combinação de medidas com melhor relação custo-eficácia.

No mesmo artigo se refere que a política de preços da água deve estabelecer um contributo adequado dos diversos setores económicos para a recuperação dos custos, e que esse contributo deve ter em conta os princípios do poluidor-pagador e do utilizador-pagador, atendendo às condições geográficas e climatéricas da região afetada, e às consequências sociais, económicas e ambientais da recuperação dos custos.

#### 6.1.4 Plano Nacional da Água

O Plano Nacional da Água (PNA), cujo enquadramento e objetivos se encontram definidos no Artigo 28.º da Lei da Água, é um instrumento de política setorial de âmbito nacional e estratégico.

A sua versão mais recente foi aprovada pelo Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro, datando o primeiro PNA de 2002 (Decreto-Lei n.º 112/2002, de 17 de abril, elaborado no quadro legal definido pelo Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de fevereiro).

Este plano estabelece os “grandes princípios e opções da política nacional da água e os princípios e as regras de orientação dessa política, a aplicar pelos PGRH e por outros instrumentos de planeamento das águas”.

No que respeita à política de gestão da água, este é o documento de nível mais elevado, que exige clareza na elaboração e apresentação dos seus princípios e objetivos. Na mais recente atualização, o PNA revela-se determinante para a gestão dos recursos hídricos e para uma nova prática de adaptação às consequências das alterações climáticas.

Como referido na Lei da Água, o PNA é resumidamente constituído por:

- a) uma análise dos principais problemas hídricos nacionais, que visa a orientação estratégica e a determinação das prioridades de intervenção política;
- b) um diagnóstico com a síntese, articulação e hierarquização das ameaças e potencialidades;
- c) definição de objetivos que levem à convergência entre os objetivos da política de gestão das águas nacionais e os objetivos globais e setoriais de ordem económica, social e ambiental;
- d) uma síntese de medidas e ações calendarizadas para atingir os objetivos estabelecidos e consequentes programas de investimentos;
- e) um modelo de acompanhamento e de avaliação da sua aplicação.

### ***Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água***

No PNA de 2016 é abordado o Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA). Este programa, cujo âmbito e objetivos se encontram definidos na Resolução do Conselho de Ministros n.º 113/2005, de 5 de junho, surgiu no seguimento da seca de 2005, onde se verificaram impactos significativos em várias regiões do país.

O PNUEA pretende orientar os agentes públicos no planeamento e gestão, veiculando o seu comprometimento no domínio da promoção do uso eficiente da água, especialmente nos setores urbano, agrícola e industrial.

Este programa propõe um conjunto de medidas divididas por setores e por situação hídrica (normal e de seca), cujo sucesso depende essencialmente de comportamentos individuais e dos agentes económicos e dos seus efeitos a longo prazo.

Entre as medidas apresentadas estão, por exemplo, a limitação da pressão nas redes ao estritamente necessário, destinada aos operadores de serviços de água (urbana, de rega), a adoção de tarifas que recuperam os custos dos serviços, transversais a todos os setores utilizadores (medida já inscrita na lei, como tal, este programa apenas pretende garantir a sua

implementação), e a reutilização da água, ou utilização de águas residuais urbanas tratadas para lavagens e regas na vizinhança das estações de tratamento de águas residuais.

### 6.1.5 Planos de Gestão de Região Hidrográfica

Em obediência à DQA e conforme o estabelecido no Artigo 29.º da Lei da Água, o planeamento dos recursos hídricos é centrado nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH).

Os PGRH são instrumentos de planeamento das águas com o objetivo de gerir, proteger e valorizar ambiental, social e economicamente as águas ao nível da RH.

De acordo com o n.º 2 do Artigo 3.º da Lei da Água, a RH é considerada a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a BH como estrutura territorial.

A alínea vv) do Artigo 4.º da mesma lei define RH como “a área de terra e de mar constituída por uma ou mais bacias hidrográficas contíguas e pelas águas subterrâneas e costeiras que lhes estão associadas”.

Os PGRH visam, de um modo geral, identificar os problemas mais relevantes das bacias hidrográficas, de modo a prevenir a ocorrência de situações potencialmente problemáticas, bem como definir as linhas estratégicas da gestão dos recursos hídricos através da implementação de um programa de medidas que garanta a prossecução dos objetivos ambientais estabelecidos na DQA.

Devem assegurar, entre outros:

- a) a caracterização e delimitação das águas superficiais e subterrâneas da RH e a determinação das respetivas condições de referência;
- b) a identificação e avaliação das pressões e dos impactes significativos no estado das águas superficiais e subterrâneas, das utilizações existentes e previstas e o balanço entre as potencialidades, as disponibilidades e as necessidades;
- c) a classificação de uma massa de águas superficiais como artificial ou fortemente modificada e a classificação e determinação do seu estado ecológico;
- d) a identificação de sub-bacias, setores ou tipos de águas que requeiram planos específicos de gestão das águas e identificação de redes de monitorização e respetivos resultados;
- e) a análise económica das utilizações da água, a avaliação da recuperação de custos dos serviços de águas e da combinação de medidas com melhor relação custo-eficácia;
- f) as ações e medidas programadas para a implementação do princípio da recuperação dos custos dos serviços hídricos;
- g) a definição dos objetivos ambientais para as massas de águas superficiais e subterrâneas e para as zonas protegidas;
- h) as normas de qualidade adequadas aos vários tipos e usos da água e os programas de medidas e ações previstos para o cumprimento dos objetivos ambientais.

Os PGRH têm um âmbito de aplicação temporal máximo de seis anos e são da competência da APA.

Atualmente, existem no território continental oito PGRH, coincidindo com as regiões hidrográficas existentes, aos quais se juntam o da Região Autónoma dos Açores e o da Região Autónoma da Madeira, da responsabilidade dos respetivos governos regionais.

No caso de regiões hidrográficas internacionais, de acordo com o n.º 4 do Artigo 29.º da Lei da Água, a autoridade nacional da água (APA) diligencia no sentido da elaboração de um plano conjunto, devendo, em qualquer caso, os PGRH ser coordenados e articulados entre a autoridade nacional da água e a entidade administrativa competente do Reino de Espanha.

## 6.2 A escassez de água em Portugal

### 6.2.1 Situação hídrica nacional

O clima existente em Portugal Continental é do tipo atlântico/mediterrânico, caracterizado principalmente por uma forte variabilidade da precipitação e pela ocorrência frequente de alguns períodos de seca, por vezes intensos, que se podem manter por vários anos consecutivos (WWF, 2017).

O maior impacte na relação disponibilidades/necessidades dá-se na estação quente e seca (verão), período em que as disponibilidades de água são reduzidas, mas as necessidades bastante elevadas, principalmente devido às necessidades de rega das culturas agrícolas e de abastecimento das populações (WWF, 2017).

Existe um desequilíbrio na distribuição espacial dos recursos hídricos superficiais, principalmente devido à diferenciação da precipitação no continente, aos contrastes térmicos e à evapotranspiração (Ramos Pereira, Zêzere & Morgado, 2004).

A região do Minho e do Lima apresenta elevados valores de precipitação, cerca de 4 000 mm anuais, contrariamente ao vale do Guadiana e à Terra Quente Transmontana, cujos valores de precipitação são cerca de 10 vezes inferiores (Ramos Pereira, Zêzere & Morgado, 2004).

No continente em geral, o regime da precipitação apresenta uma acentuada variabilidade mensal, verificando-se que cerca de 70% da precipitação está concentrada no semestre húmido, entre os meses de outubro a maio (Ramos Pereira, Zêzere & Morgado, 2004). A variabilidade interanual revela também alguma importância na distribuição dos recursos, uma vez que ocorrem com frequência anos muito húmidos e anos muito secos, refletindo a irregularidade na repartição da precipitação e afetando o ciclo hidrológico (Martins, 2010).

Relativamente aos recursos hídricos subterrâneos, os aquíferos mais importantes situam-se nas orlas sedimentares (ocidental e meridional) e na Bacia do Tejo-Sado (Ramos Pereira, Zêzere & Morgado, 2004).

Segundo o Plano Nacional da Água, reformulado no Decreto-Lei n.º 76/2016 de 9 de novembro, e, de forma geral, os recursos hídricos nacionais podem caracterizar-se por uma precipitação média anual da ordem dos 950 mm, com irregular distribuição espacial (maior abundância no norte de Portugal Continental e na vertente atlântica, maior escassez a sul do Tejo e na vertente continental). Subsiste uma acentuada sazonalidade e irregularidade interanual, situação típica do clima predominante condicionado pela hipsometria do território, com as serras da Peneda-Gerês, Marão e Estrela e seus vales encaixados como principais polos pluviométricos.

### 6.2.2 Caracterização da escassez de água por região hidrográfica

A caracterização da escassez de água em Portugal pelos organismos competentes é recente, tendo sido abordada e descrita apenas no PNA de 2016 e nos PGRH de 2º ciclo, em 2016.

Nos termos da DQA e da Lei da Água, o planeamento de gestão das águas está estruturado em ciclos de 6 anos. Os primeiros PGRH (de 1º ciclo), apesar de publicados em 2009, foram apenas aprovados em 2013, estando vigentes desde esse ano até ao final de 2015. Nestes planos não houve qualquer referência a cálculos relacionados com a escassez de água, nem a índices ou indicadores de escassez, como o *WEI* ou o *WEI +*.

Uma vez que os programas de medidas presentes nos PGRH devem ser revistos e atualizados de seis em seis anos, em 2016 foram publicados e aprovados pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 52/2016, de 20 de setembro, retificada e republicada pela Declaração de Retificação n.º 22-B/2016, de 18 de novembro os novos PGRH de 2º ciclo, vigentes até 2021.

Sendo que o PNA de 2016 foi elaborado com base nos PGRH de 1º ciclo, a caracterização da escassez de água em cada RH é feita com base na mais recente informação disponível, neste caso nos PGRH de 2º ciclo.

As informações que se seguem, correspondentes às disponibilidades e necessidades de cada RH, bem como ao cálculo do índice *WEI +* por RH e a nível nacional, foram consultadas na “Parte 2 – Caracterização e diagnóstico” de cada PGRH. Cabe ainda referir que o índice *WEI +* foi utilizado de igual forma em cada um dos PGRH de 2º ciclo, sendo também o único índice de escassez utilizado nestes planos.

As disponibilidades hídricas superficiais apresentadas nos PGRH de 2º ciclo para cada RH, relativas à precipitação, foram calculadas com base em dados recolhidos ao longo de 70 anos hidrológicos, com exceção da BH das Ribeiras do Algarve, que apenas dispõe de dados referentes a 50 anos hidrológicos.

#### ***RH1 – Minho e Lima***

Os valores médios mensais relativos à precipitação na BH do Lima são superiores aos determinados na bacia do Minho. A precipitação média mensal da BH do Minho é de cerca de 253 mm, sendo máxima em dezembro, com 258 mm, e mínima em julho, com 33 mm. Na BH do

Lima, a precipitação média mensal é de cerca de 174 mm, sendo máxima também em dezembro, com 308 mm, e mínima em julho, com 34 mm.

Em termos anuais de precipitação, a BH do Lima apresenta uma média ponderada de 2 087 mm, enquanto que a BH do Minho apresenta uma média ponderada de 1 835 mm.

Como seria expectável, a precipitação no semestre seco é bastante reduzida, contrariamente ao semestre húmido.

Relativamente ao escoamento, a sua distribuição anual média, que decorre essencialmente da distribuição da precipitação anual média, é caracterizada por uma grande variabilidade do escoamento mensal, a qual está presente também nas diferentes BH.

A Tabela 6.1 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural, tanto gerado na parte portuguesa da RH como também na parte espanhola, considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.1 - Escoamento médio anual em regime natural na RH1.

	BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
<b>Minho</b>	Bacia portuguesa	1 329
	Bacia espanhola	12 121
	Total	13 450
<b>Lima</b>	Bacia portuguesa	1 946
	Bacia espanhola	1 598
	Total	3 544

No conjunto da RH1, verifica-se que apenas cerca de 20% dos recursos hídricos disponíveis são endógenos.

É igualmente importante considerar as transferências de água entre as BH Luso-Espanholas uma vez que os volumes afluentes têm um peso considerável nos recursos hídricos superficiais médios gerados nas bacias nacionais, sendo um contributo relevante para as disponibilidades. No entanto, os únicos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo baseiam-se apenas em três anos hidrológicos (2010-2013), pelo que se torna pouco relevante a sua apresentação.

A disponibilidade hídrica subterrânea aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.2 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

De acordo com o PGRH para a RH1, a disponibilidade hídrica subterrânea total da região para um grau de variabilidade alto é de 248,12 hm<sup>3</sup>/ano. A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,10 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

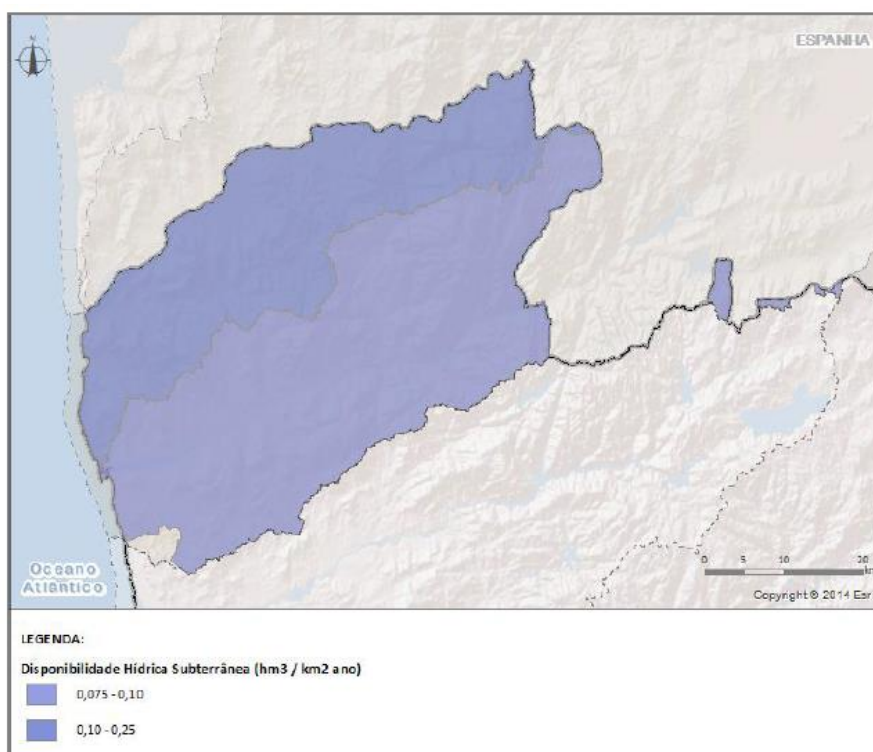


Figura 6.2 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH1 (PGRH 2º ciclo, 2016).

A Tabela 6.2 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, capacidade de armazenamento existente nas bacias e respetivo volume afluente. O PGRH para a RH1 não apresenta dados para a capacidade de armazenamento existente na bacia do Minho, nem o respetivo volume afluente.

Tabela 6.2 - Disponibilidades e necessidades na RH1 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Capacidade de armazenamento existente* (hm <sup>3</sup> )	Volume afluente (hm <sup>3</sup> )**
Minho	1 329	105	160	1 272	-	-
Lima	1 946	143	248	1 849	405,5	1 649,3

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional

Nota: O valor do escoamento médio anual não é consistente em diferentes quadros do PGRH da RH1, *Vd.*, Quadro 5.2 e Quadro 5.9. Neste estudo é considerado o valor apresentado no Quadro 5.9 uma vez que é esse o valor utilizado no cálculo do índice *WEI* + para as bacias da RH1.

### **RH2 – Cávado, Ave e Leça**

Em termos de precipitação, os valores médios mensais na bacia hidrográfica do Cávado são superiores aos das restantes BH da RH2.

A precipitação média mensal da BH do Cávado é de cerca de 167 mm, sendo máxima em dezembro, com 295 mm, e mínima em julho, com 31 mm. Na BH do Ave a precipitação média mensal é de cerca de 141 mm, sendo máxima também em dezembro, com 245 mm, e mínima

em julho, com 26 mm. Finalmente, na BH do Leça a precipitação média mensal é de cerca de 108 mm, sendo máxima em dezembro, com 182 mm, e mínima em julho, com 15 mm.

Em termos anuais, a BH do Cávado apresenta uma média ponderada de 1 996 mm, a BH do Ave de 1 835 mm e a BH do Leça de 1 294 mm.

Tal como nas restantes BH, a precipitação no semestre seco na BH do Cávado, Ave e Leça, é bastante reduzida, apresentando os valores mínimos nos meses de julho e agosto.

A Tabela 6.3 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.3 - Escoamento médio anual em regime natural na RH2.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
<b>Cávado</b>	2 107
<b>Ave</b>	1 295
<b>Leça</b>	114

Verifica-se que a BH do Cávado é a que apresenta maior volume de escoamento gerado, seguindo-se a BH do Ave.

A disponibilidade hídrica subterrânea aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.3 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

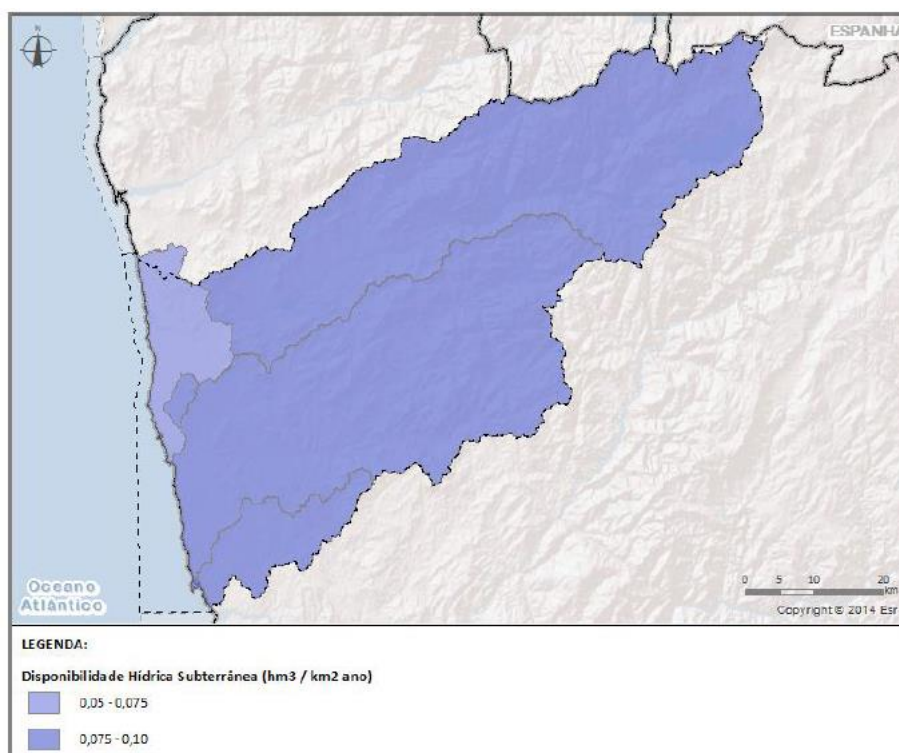


Figura 6.3 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH2 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

De acordo com o PGRH para a RH2, a disponibilidade hídrica subterrânea total da região para um grau de variabilidade alto é de 303,27 hm<sup>3</sup>/ano. A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,09 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

A Tabela 6.4 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, capacidade de armazenamento existente nas bacias e respetivo volume afluente na RH2. O PGRH para a RH2 não apresenta dados para a capacidade de armazenamento existente na bacia do Leça, nem o respetivo volume afluente.

Tabela 6.4 - Disponibilidades e necessidades na RH2 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Capacidade de armazenamento existente* (hm <sup>3</sup> )	Volume afluente (hm <sup>3</sup> )**
<b>Cávado</b>	2 107	162	336	1 965	1 169,6	2 124,9
<b>Ave</b>	1 295	124	252	1 215	21,1	1 213,8
<b>Leça</b>	114	17	38	189	-	-

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

### **RH3 - Douro**

A precipitação média mensal da BH do Douro é de cerca de 83 mm, sendo máxima em dezembro, com 140 mm, e mínima em julho e agosto, com 17 mm. Em termos anuais de precipitação, a BH do Douro apresenta uma média ponderada de 996 mm.

A Tabela 6.5 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural, tanto gerado na parte portuguesa da BH como também na parte espanhola, considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.5 - Escoamento médio anual em regime natural na RH3.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
Bacia portuguesa	8 010
<b>Douro</b> Bacia espanhola	9 013
Total	17 023

Na BH do Douro verifica-se que cerca de metade dos recursos hídricos disponíveis são endógenos.

Tal como na RH1, é importante considerar as transferências de água entre as BH Luso-Espanholas uma vez que os volumes afluentes têm um peso considerável nos recursos hídricos superficiais médios gerados nas bacias nacionais. No entanto, os únicos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo são também baseados apenas em três anos hidrológicos (2010-2013), tornando pouco relevante a sua apresentação.

A disponibilidade hídrica subterrânea aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.4 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.



Figura 6.4 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH3 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

De acordo com o PGRH para a RH3, a disponibilidade hídrica subterrânea da região para um grau de variabilidade alto é de 1 081,11 hm³/ano, e, para um grau de variabilidade baixo, é de 2,70 hm³/ano, perfazendo a disponibilidade hídrica subterrânea total de 1 083,81 hm³/ano. A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,06 hm³/km² ano.

A Tabela 6.6 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, a capacidade de armazenamento existente na bacia e respetivo volume afluente na RH3.

Tabela 6.6 - Disponibilidades e necessidades na RH3 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm³)	Disponibilidades subterrâneas (hm³)	Necessidades hídricas (hm³)	Disponibilidades hídricas renováveis (hm³)	Capacidade de armazenamento existente* (hm³)	Volume afluente (hm³)**
Douro	8 010	1 084	1 183	7 978	1 726,91	8 988

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

#### **RH4 - Vouga, Mondego e Lis**

Em termos de precipitação, os valores médios mensais na BH do Vouga são superiores aos das restantes bacias da RH4.

A precipitação média mensal da BH do Vouga é de cerca de 108 mm, sendo máxima em janeiro, com 189 mm, e mínima em julho, com 16 mm. Na BH do Mondego a precipitação média mensal é de cerca de 89 mm, sendo máxima em janeiro e dezembro, com 154 mm, e mínima em julho, com 14 mm. Finalmente, na BH do Lis a precipitação média mensal é de cerca de 82 mm, sendo máxima em janeiro, com 147 mm, e mínima em julho, com 9 mm.

Em termos anuais, a BH do Vouga apresenta uma média ponderada de 1 301 mm, a BH do Mondego de 1 073 mm e a BH do Lis de 988 mm.

A Tabela 6.7 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.7 - Escoamento médio anual em regime natural na RH4.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
<b>Vouga</b>	2 526
<b>Mondego</b>	3 978
<b>Lis</b>	322

Verifica-se que a BH do Mondego é a que apresenta maior volume de escoamento gerado, seguindo-se a BH do Vouga.

A disponibilidade hídrica subterrânea aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.5 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

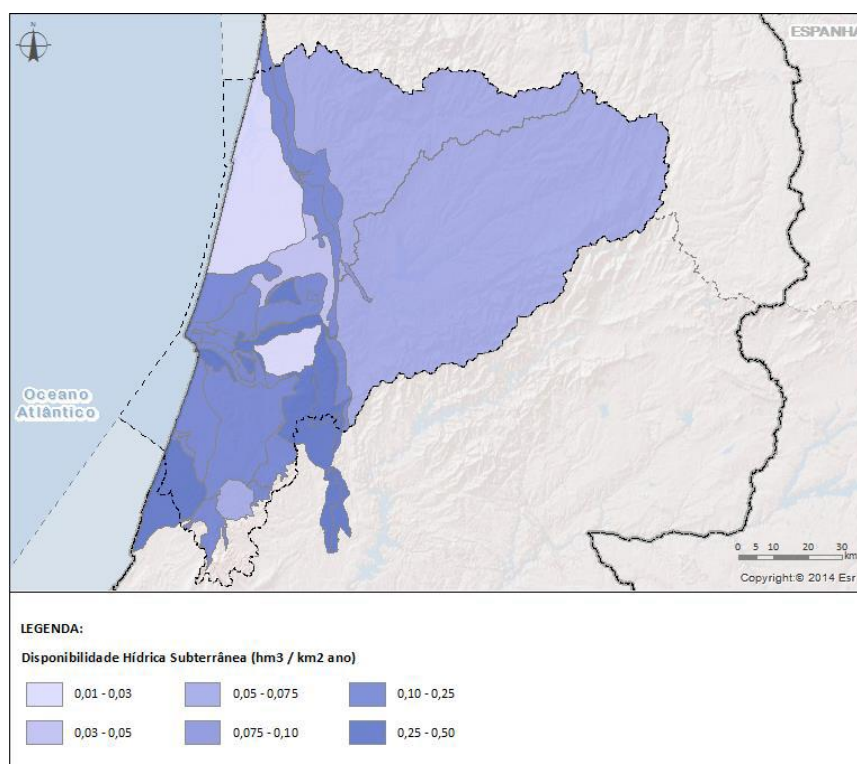


Figura 6.5 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH4 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

De acordo com o PGRH para a RH4, a disponibilidade hídrica subterrânea da região para um grau de variabilidade alto é de 561 hm<sup>3</sup>/ano, de 296 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade médio, e de 559,4 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade baixo. Assim, a disponibilidade hídrica subterrânea total perfaz um valor de cerca de 1 416,39 hm<sup>3</sup>/ano.

A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,11 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

A Tabela 6.8 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, a capacidade de armazenamento existente nas bacias e respetivo volume afluente na RH4. O PGRH para a RH4 não apresenta dados para a capacidade de armazenamento existente na bacia do Lis, nem o respetivo volume afluente.

Tabela 6.8 - Disponibilidades e necessidades na RH4 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Capacidade de armazenamento existente (hm <sup>3</sup> )*	Volume afluente (hm <sup>3</sup> )**
<b>Vouga</b>	2 526	445	390	2 575	140,26	1 892,5
<b>Mondego</b>	3 978	795	668	4 109	703,25	3 335,5
<b>Lis</b>	322	177	62	426	-	-

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

### ***RH5 - Tejo e Ribeiras do Oeste***

A dimensão da RH do Tejo e Ribeiras do Oeste implica que a quantidade de postos udométricos contíguos a ter em conta na medição da precipitação seja significativa. Foram utilizados 171 postos na bacia do Tejo e 24 na bacia das Ribeiras do Oeste.

O PGRH para a RH5 contém apenas a precipitação média anual (mm) por bacia hidrográfica, diferindo das regiões anteriores. Para o ano médio (probabilidade de não excedência de 50%), o valor médio anual na bacia hidrográfica do Tejo é superior ao valor da bacia das Ribeiras do Oeste.

A precipitação média anual da BH do Tejo é de cerca de 796 mm e a da BH das Ribeiras do Oeste é de 780 mm.

A Tabela 6.9 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural, considerando já os valores de escoamento gerados na parte espanhola da bacia do Tejo e considerando 50% de probabilidade de não excedência. A série de escoamentos foi gerada desde o ano hidrológico de 1940/41 até 2007/08.

A inexistência de registos de escoamento em regime natural afluentes de Espanha à BH do Tejo em Portugal obriga à estimativa dos escoamentos, tomando como base os registos observados na estação hidrométrica de Vila Velha de Ródão. No entanto, esta estimativa não é apresentada no PGRH da RH5.

Tabela 6.9 - Escoamento médio anual em regime natural na RH5.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
Tejo	6 273
Ribeiras do Oeste	266

Também nesta RH é importante considerar as transferências de água entre as BH Luso-Espanholas, no entanto, os únicos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo são, mais uma vez, baseados apenas em três anos hidrológicos (2010-2013), tornando pouco relevante a sua apresentação.

A disponibilidade hídrica subterrânea aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.6 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

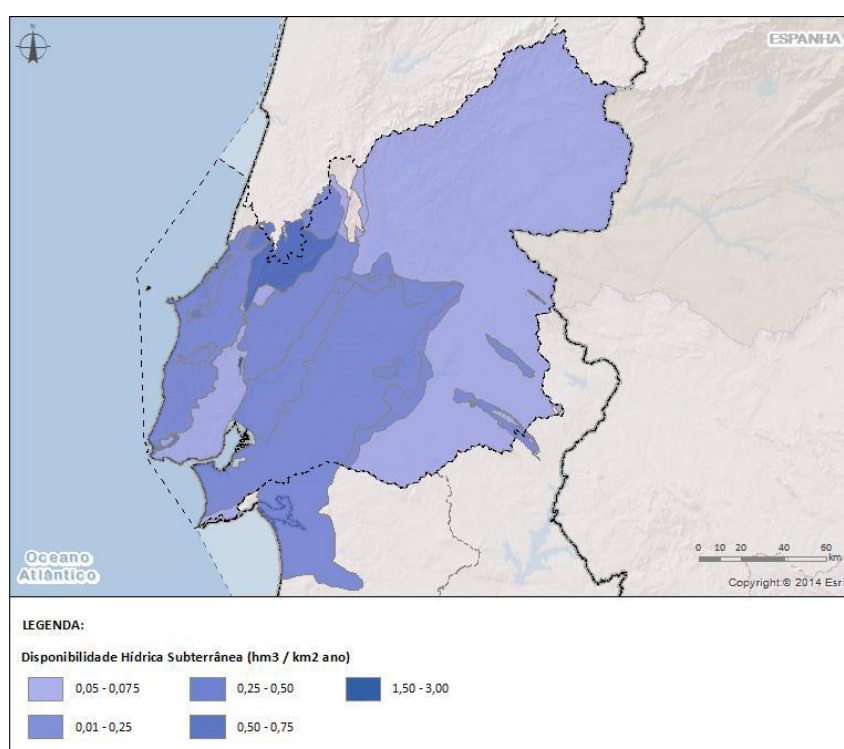


Figura 6.6 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH5 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

De acordo com o PGRH para a RH5, a disponibilidade hídrica subterrânea da região para um grau de variabilidade alto é de 1 440,3 hm<sup>3</sup>/ano, de 489 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade médio, e de 1 569,8 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade baixo. Assim, a disponibilidade hídrica subterrânea total perfaz um valor de cerca de 3 499 hm<sup>3</sup>/ano.

A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,12 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

A Tabela 6.10 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, a capacidade de armazenamento existente nas bacias e respetivo volume afluente na RH5.

Tabela 6.10 - Disponibilidades e necessidades na RH5 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Capacidade de armazenamento existente* (hm <sup>3</sup> )	Volume afluente (hm <sup>3</sup> )**
<b>Tejo</b>	6 273	3 195	1 660	7 831	2 546,4	6 049,3
<b>Ribeiras do Oeste</b>	437	304	206	554	7,9	289,7

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

### **RH6 - Sado e Mira**

Em termos de precipitação, os valores apresentados no PGRH para a RH6 são apenas referentes à média anual para o global da RH, não diferenciando a parte correspondente a cada BH, nem existindo valores médios mensais. Assim, para a RH6 e considerando um ano médio, a precipitação média anual é de 633,80 mm.

A Tabela 6.11 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural, considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.11 - Escoamento médio anual em regime natural na RH6.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
<b>Sado</b>	994
<b>Mira</b>	266

Tal como em todas as bacias hidrográficas, a disponibilidade hídrica subterrânea nesta RH aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.7 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

De acordo com o PGRH para a RH6, a disponibilidade hídrica subterrânea da região para um grau de variabilidade alto é de 385,98 hm<sup>3</sup>/ano, de 1,91 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade médio, e de 176,42 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade baixo. Assim, a disponibilidade hídrica subterrânea total perfaz um valor de cerca de 564,31 hm<sup>3</sup>/ano.

A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,07 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

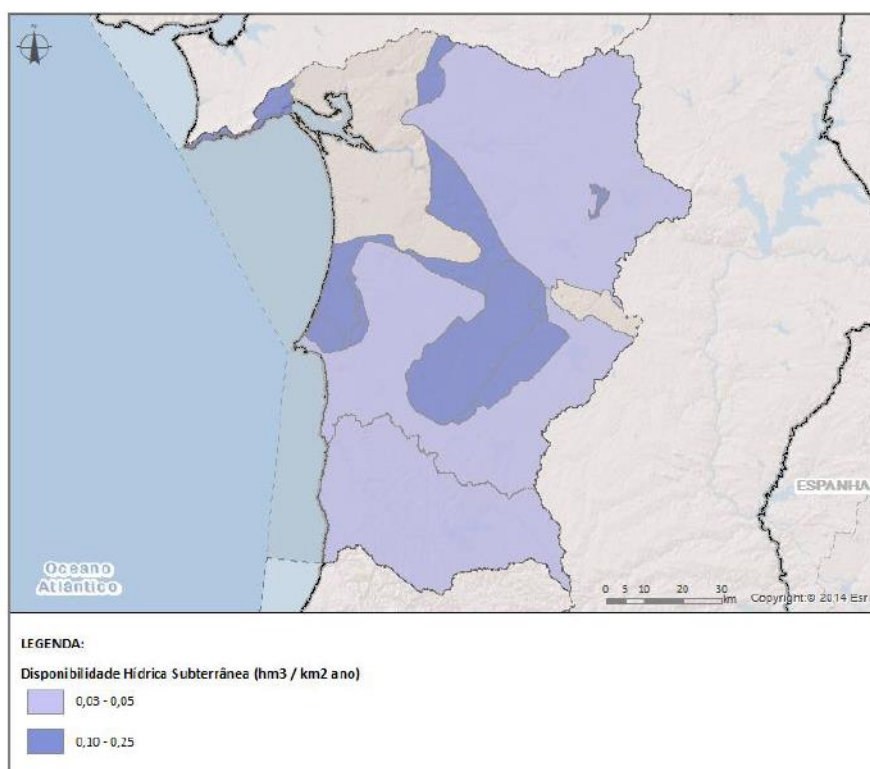


Figura 6.7 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH6 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

A Tabela 6.12 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, a capacidade de armazenamento existente nas bacias e respetivo volume afluente na RH6.

Tabela 6.12 - Disponibilidades e necessidades na RH6 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm³)	Disponibilidades subterrâneas (hm³)	Necessidades hídricas (hm³)	Disponibilidades hídricas renováveis (hm³)	Capacidade de armazenamento existente* (hm³)	Volume afluente (hm³)**
Sado	994	503	399	1 117	618,4	959,9
Mira	266	62	88	245	486,6	287,4

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

### **RH7 - Guadiana**

Na caracterização da precipitação na bacia do Guadiana consideraram-se apenas os dados a partir do ano de 1973, uma vez que os dados de precipitação das estações de Espanha só apresentavam valores a partir desse mesmo ano. Para a área da bacia situada no território português foram considerados os habituais 70 anos hidrológicos.

Em termos de precipitação, os valores apresentados no PGRH para a RH7 são apenas referentes à média anual, não existindo valores médios mensais.

Assim, para a BH do Guadiana e considerando um ano médio, a precipitação média anual é de 566,2 mm.

A Tabela 6.13 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural, considerando já os valores de escoamento gerados na parte espanhola da bacia e considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.13 - Escoamento médio anual em regime natural na RH7.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
<b>Guadiana</b>	1 771

Nesta BH, tal como na BH do Minho, Lima, Douro, Tejo e Guadiana, é importante considerar as transferências de água entre as BH Luso-Espanholas, no entanto, os únicos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo são baseados apenas em três anos hidrológicos (2010-2013), tornando pouco relevante a sua apresentação.

Tal como em todas as bacias hidrográficas, a disponibilidade hídrica subterrânea na BH do Guadiana aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.8 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

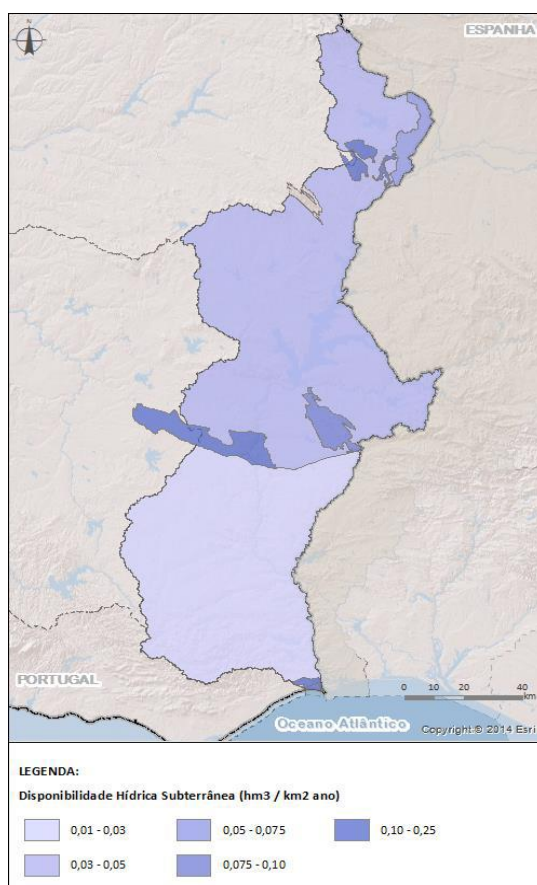


Figura 6.8 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH7 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

De acordo com o PGRH para a RH7, a disponibilidade hídrica subterrânea da região para um grau de variabilidade alto é de 321,65 hm<sup>3</sup>/ano, de 35,33 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade

médio, e de 48,66 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade baixo. Assim, a disponibilidade hídrica subterrânea total perfaz um valor de cerca de 405,64 hm<sup>3</sup>/ano.

A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,03 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

A Tabela 6.14 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, a capacidade de armazenamento existente na bacia e respetivo volume afluente à BH do Guadiana.

Tabela 6.14 - Disponibilidades e necessidades na RH7 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Capacidade de armazenamento existente* (hm <sup>3</sup> )	Volume afluente (hm <sup>3</sup> )**
Guadiana	1 771	406	516	1 701	4 603,5	1 886,4

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

### **RH8 - Ribeiras do Algarve**

Na caracterização da precipitação da RH8 foram utilizadas 53 estações meteorológicas, com séries de registos mensais e anuais, completados estatisticamente para o período de 1957/1958 a 2006/2007.

A precipitação média mensal da BH das Ribeiras do Algarve é de cerca de 56 mm, sendo máxima em dezembro, com 122,5 mm, e mínima em julho, com 2,1 mm. Em termos anuais, a precipitação média para um ano médio é de 676,1 mm.

A precipitação concentra-se sobretudo no semestre húmido (outubro a março), totalizando cerca de 540 mm, 80% da precipitação média anual. No semestre seco a precipitação totaliza cerca de 131 mm, 20% da precipitação média anual.

A Tabela 6.15 apresenta os valores anuais de escoamento em regime natural, considerando 50% de probabilidade de não excedência.

Tabela 6.15 - Escoamento médio anual em regime natural na RH8.

BH	Escoamento médio anual (hm <sup>3</sup> )
Ribeiras do Algarve	622

Como em todas as BH do continente, a disponibilidade hídrica subterrânea aproxima-se da recarga em regime natural, desconhecendo-se a influência da recarga induzida nas massas de água subterrâneas. A Figura 6.9 apresenta a disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área.

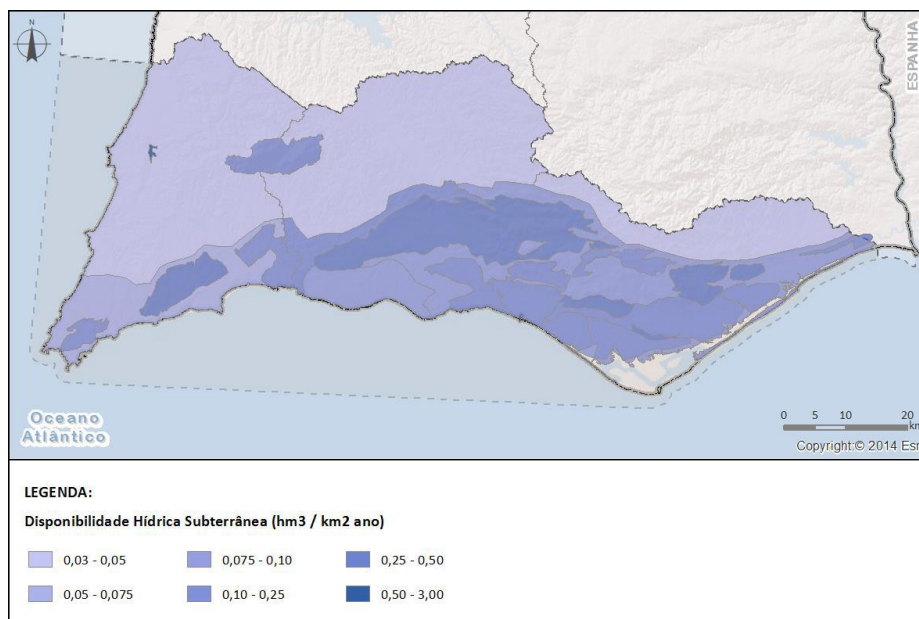


Figura 6.9 - Disponibilidade hídrica subterrânea por unidade de área na RH8 (PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

De acordo com o PGRH para a RH8, a disponibilidade hídrica subterrânea da região para um grau de variabilidade alto é de 130,03 hm<sup>3</sup>/ano, de 182,83 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade médio, e de 75,29 hm<sup>3</sup>/ano para um grau de variabilidade baixo. Assim, a disponibilidade hídrica subterrânea total perfaz um valor de cerca de 388,15 hm<sup>3</sup>/ano.

A disponibilidade hídrica subterrânea média considerada por unidade de área é de 0,10 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> ano.

A Tabela 6.16 sintetiza os valores de escoamento, disponibilidades subterrâneas, necessidades hídricas, disponibilidades hídricas renováveis, a capacidade de armazenamento existente na bacia e respetivo volume afluente à bacia.

Tabela 6.16 - Disponibilidades e necessidades na RH8 (dados dos PGRH de 2º ciclo – Parte 2).

BH	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Capacidade de armazenamento existente* (hm <sup>3</sup> )	Volume afluente (hm <sup>3</sup> )**
<b>Ribeiras do Algarve</b>	622	388	232	793	267,9	330,2

\*Dados de 2012/2013.

\*\*Em território nacional.

Após a síntese efetuada para cada bacia hidrográfica, destacam-se as bacias do Tejo, Douro e Mondego como sendo as mais contributivas para as disponibilidades subterrâneas a superficiais existentes em Portugal Continental. Estas apresentam os maiores volumes de escoamento e de disponibilidades subterrâneas, levando a que seja também nestas bacias que se verifiquem os maiores volumes captados.

Em Portugal, o índice atualmente utilizado nos diplomas oficiais é o *Water Exploitation Index +* (*WEI +*). De acordo com o *WEI +* e respetivas variáveis foi calculado o nível de escassez para

cada BH e para o continente (Tabela 6.17). Os valores mais recentes apresentados para o *WEI* + encontram-se nos PGRH de 2.º ciclo, de maio de 2016.

Os valores relativos a cada parâmetro do cálculo do índice, para as BH de Portugal Continental e para o cálculo a nível nacional podem ser consultados em anexo (Anexo 1).

Tabela 6.17 - Índice de escassez *WEI* + para as RH do continente (PGRH, 2016).

<b>RH</b>	<b>Bacia Hidrográfica</b>	<b><i>WEI</i> + (%)</b>	<b>Nível de escassez</b>
RH 1	Minho	3	Sem escassez
	Lima	4	Sem escassez
RH2	Cávado	10	Reduzido
	Ave	17	Reduzido
	Leça	15	Reduzido
RH3	Douro	8	Sem escassez
	Vouga	8	Sem escassez
RH4	Mondego	10	Reduzido
	Lis	9	Sem escassez
RH5	Ribeiras do Oeste	38	Moderado
	Tejo	19	Reduzido
RH6	Sado	36	Moderado
	Mira	33	Moderado
RH7	Guadiana	25	Moderado
RH8	Ribeiras do Algarve	27	Moderado
Continente		14	Reduzido

De um modo geral, conclui-se que não estão evidenciadas situações de escassez preocupantes a nível continental. É necessário o acompanhamento das bacias que revelam um nível de escassez moderado pois as disponibilidades existentes podem tornar-se ainda mais reduzidas. Algumas destas bacias em particular podem levar a situações mais preocupantes, mas que apenas poderão ser confirmadas por uma análise mais detalhada, a nível das sub-bacias.

A Figura 6.10 representa graficamente os valores do índice *WEI* + calculados nos PGRH de 2º ciclo, por bacia e por região hidrográfica. Verificam-se três grandes grupos, as regiões e bacias com escassez moderada, com escassez reduzida e sem escassez.

A norte do Tejo, todas as bacias revelam a inexistência de escassez ou escassez reduzida. Já na RH5 (Tejo e Ribeiras do Oeste) e a sul a situação é diferente uma vez que os recursos hídricos são aí mais escassos. A indústria, o abastecimento urbano, o setor energético e, principalmente, a agricultura são os setores mais consumptivos nas RH6 e 7.

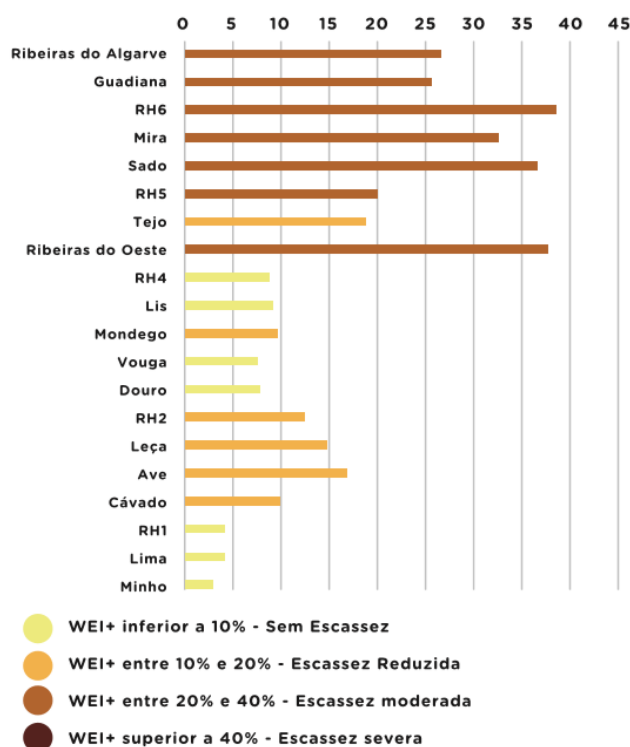


Figura 6.10 - Índice *WEI* + por bacia e por região (APA, 2016)<sup>1</sup>.

Na RH8, para além dos consumos do abastecimento urbano, o turismo provoca um aumento ao que é o consumo normal uma vez que a capitação diária de um turista excede largamente a correspondente de um habitante local. Também é importante referir que o consumo de água nesta região não se destina apenas à alimentação e consumo pessoal, mas também, de forma significativa, à manutenção de atividades recreativas e de lazer como piscinas, parques aquáticos, campos de golfe e jardins.

### 6.3 Instrumentos económicos para a gestão dos recursos hídricos em Portugal

A DQA, estabelecendo um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, recomenda a aplicação de instrumentos económicos e financeiros na proteção dos recursos hídricos.

Estes instrumentos têm como função promover a racionalização dos recursos hídricos e a consciencialização do seu valor real, permitindo também a compensação dos custos que a administração suporta na gestão desses recursos naturais.

Entre os princípios base para a gestão dos recursos hídricos nacionais está o princípio do valor social da água, o princípio da sua dimensão ambiental e o princípio do seu valor económico, pelo

<sup>1</sup> O *WEI* + apresentado para cada RH não parece estar consistente com o *WEI* + apresentado pelas respetivas bacias hidrográficas., v.d. RH6.

que os recursos hídricos, em situação de escassez, devem ser utilizados de forma eficiente, confrontando-se o utilizador da água com os custos e benefícios inerentes.

Também a Lei da Água no seu Artigo 102.º refere que devem ser aprovados (no prazo de três meses após a entrada em vigor da respetiva lei) os decretos-lei complementares que regulem a utilização de recursos hídricos e o regime económico e financeiro.

### 6.3.1 Regime Económico e Financeiro dos Recursos Hídricos

Aprovado pelo Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de junho e alterado pela Lei n.º 82-D/2014, de 31 de dezembro, pelo Decreto-Lei n.º 42-A/2016, de 12 de agosto e pelo Decreto-Lei n.º 46/2017 de 3 de maio, o regime económico e financeiro dos recursos hídricos constitui um instrumento fundamental na concretização dos princípios que orientam o regime consagrado na Lei da Água, nomeadamente os princípios do valor social, da dimensão ambiental e do valor económico da água.

Este é um diploma complementar à Lei da Água, que visa apoiar, juntamente com outros instrumentos de gestão, a otimização e a racionalização dos recursos hídricos, obedecendo a dois princípios:

- Princípio da utilização sustentável dos recursos hídricos: por forma a garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos através da internalização tendencial dos custos e benefícios associados à utilização da água;
- Princípio da equivalência: em que os instrumentos económicos e financeiros utilizados devem refletir os custos que os utilizadores dos recursos hídricos provocam à comunidade e os benefícios que a comunidade lhes proporciona.

Os instrumentos económicos e financeiros essenciais deste diploma são as tarifas dos serviços públicos da água, os contratos-programa relativos a atividades de gestão dos recursos hídricos, que se traduzem na execução de ações de apoio a vários níveis, incluindo o económico e financeiro, e a Taxa de Recursos Hídricos (TRH), sendo esta a maior novidade do regime económico-financeiro.

A Figura 6.11 demonstra a objetividade da TRH e das tarifas de serviços de água.

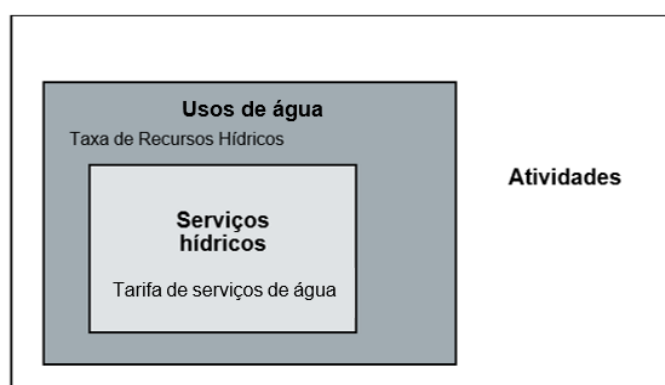


Figura 6.11 - Taxas e tarifas no REF (adaptado de Henriques, s.d.)

Dentro das atividades exercidas no domínio hídrico, e sem impacte significativo no estado das águas, existem vários usos. Nestes refletem-se atividades com impacte significativo no estado das águas, aos quais será aplicada uma taxa, a TRH. Nos diversos usos de água incluem-se os serviços hídricos (captação, tratamento, distribuição de água, e coleta, tratamento e rejeição de águas residuais), aos quais é aplicada uma tarifa de serviços de água.

### 6.3.2 A Taxa de Recursos Hídricos

#### ***Estrutura e evolução***

Criada pela Lei da Água e concretizada pelo Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de junho, a TRH assenta num princípio de equivalência, em que o utilizador dos recursos hídricos deve contribuir na medida do custo que imputa à comunidade ou na medida do benefício que a comunidade lhe proporciona, concretizando a igualdade tributária traduzida geralmente pelas noções do utilizador-pagador e do poluidor-pagador.

Atividades como o aproveitamento de águas do DPH, a descarga de efluentes, a extração de inertes, a ocupação do DPH ou a utilização de águas cujo planeamento e monitorização é assegurado pelo Estado, estão sujeitas a custos públicos e benefícios particulares significativos, que se multiplicam à medida que aumenta a escassez dos recursos hídricos e se intensifica a atividade de planeamento, gestão e proteção destes recursos.

As atividades deste tipo são a base de incidência da TRH, que se encontra estruturada em seis componentes necessárias de precaver no sentido de dar cumprimento aos requisitos do direito comunitário, contribuindo para uma eficaz gestão dos recursos hídricos nacionais.

Segundo a mais recente alteração ao regime económico e financeiro dos recursos hídricos (Decreto-Lei n.º 46/2017 de 3 de maio), a TRH “visa compensar o benefício que resulta da utilização privativa do DPH, o custo ambiental proveniente das atividades suscetíveis de causar um impacte significativo nos recursos hídricos, os custos administrativos inerentes ao planeamento, gestão, fiscalização e garantia da quantidade e qualidade das águas, bem como contribuir para a sustentabilidade dos serviços urbanos de águas, com vista a promover o acesso universal à água e ao saneamento, a um custo socialmente aceitável”.

Desde a sua criação, a TRH sofreu apenas duas alterações significativas. A primeira com a Lei n.º 82-D/2014 de 31 de dezembro, que procede à alteração das normas fiscais ambientais em vários setores, incluindo o da água, no quadro de uma reforma da fiscalidade ambiental (reforma fiscal verde), e a segunda com o Decreto-Lei n.º 46/2017 de 3 de maio, que altera o regime económico e financeiro dos recursos hídricos.

Na Lei n.º 82-D/2014 as principais alterações ocorreram a nível dos valores base de cada componente e a nível das reduções na componente *E* e *U*.

Na última alteração (DL n.º 46/2017), a base tributável da TRH passa a ser composta por 6 componentes e é feita uma reanálise dos valores de base das componentes *A*, *E* e *U* face aos valores previstos na Lei n.º 82-D/2014.

De acordo com o artigo 4.º e 5.º do REF, a TRH tem uma incidência objetiva, recaindo sobre as utilizações dos recursos hídricos, e uma incidência subjetiva, quando é feita a repercussão da taxa aos seus consumidores finais.

A incidência objetiva (Artigo 4.º) corresponde às seguintes utilizações dos recursos hídricos:

- a) utilização privativa de águas do DPHE;
- b) descarga, direta ou indireta, de efluentes sobre os recursos hídricos, suscetível de causar impacte significativo;
- c) extração de materiais inertes do DPHE;
- d) ocupação de terrenos ou planos de água do domínio público hídrico do Estado;
- e) utilização de águas, qualquer que seja a sua natureza ou regime legal, sujeitas a planeamento e gestão públicos, suscetível de causar impacte significativo.

Segundo o Artigo 5.º, são sujeitos passivos da TRH todas as pessoas, singulares ou coletivas, que realizem as utilizações acima mencionadas. Mais é referido que “quando a taxa não seja devida pelo utilizador final dos recursos hídricos, o sujeito passivo deve repercutir sobre o utilizador final o encargo económico que ela representa, juntamente com os preços ou tarifas que pratique”, ou seja, os sistemas de abastecimento de água e de tratamento de águas residuais, geralmente geridos pelo município, repercutirão nos consumidores finais a TRH, tratando-se esta repercussão da incidência subjetiva da TRH.

O Artigo 6.º refere três situações importantes na aplicação geral da taxa:

- a) cada componente é independente, isto é, se não se aplicar uma ou várias componentes, este facto não põe em causa o uso da base tributável, sendo esta cumulativa;
- b) caso se verifique que um sujeito passivo realiza utilizações que se integrem na mesma componente e às quais se apliquem valores de base diferentes, os títulos de utilização deverão ser separados, sendo que, se tal não ocorrer, será aplicado o valor de base mais elevado ao conjunto das utilizações que integrem a mesma componente;
- c) não podem ser reconhecidas isenções nas componentes que integram a TRH, além das que se encontram expressamente previstas no REF.

As normas orientadoras para aplicação do REF (anexas ao Decreto-Lei n.º 97/2008) indicam ainda que, ao contrário do que acontece com as componentes da TRH, as reduções e isenções não são cumulativas. Um utilizador não pode beneficiar de mais do que uma redução ou isenção de TRH, aplicando-se, no entanto, a mais elevada, ou seja, aquela que conduz ao benefício mais favorável para o utilizador.

A base tributável da TRH é expressa pela seguinte fórmula:

$$TRH = A + E + I + O + U + S \quad (\text{Equação 18})$$

Os valores de base estabelecidos para o cálculo de cada componente no ano de 2017 encontram-se definidos no Decreto-Lei n.º 46/2017, de 3 de maio e são objeto de atualização anual por aplicação do Índice de Preços no Consumidor (com exceção do valor de base relativo à componente S que é definido anualmente por despacho dos membros do Governo responsáveis pelas áreas das finanças e do ambiente), publicado pelo INE, de acordo com o artigo 17.º do referido diploma legal.

### Componente A

A componente A corresponde à utilização privativa de águas do DPHE, calculando-se pela aplicação de um valor de base (€/m<sup>3</sup>) ao volume de água captado, desviado ou utilizado, expresso em metros cúbicos, multiplicado pelo coeficiente de escassez aplicável quando não se trate de águas marinhas.

A Tabela 6.18 apresenta os valores de base aplicados aos diferentes setores da componente A.

Tabela 6.18 - Valores de base da componente A para os diferentes setores.

<b>Setores (definidos no Art.7.º n.º 2 do DL n.º 97/2008)</b>	<b>Valor base (€/m<sup>3</sup>)</b>
Agricultura e aquicultura	0,0032
Produção de energia hidroelétrica	0,00002
Produção de energia termoelétrica	0,0027
Sistemas de água de abastecimento público	0,015
Demais casos	0,014

Com o volume de água captado, desviado ou utilizado, em m<sup>3</sup>, o valor base selecionado, e o coeficiente de escassez correspondente, é possível obter, através da Equação 19, o valor correspondente à componente A.

$$\text{Componente A} = \text{Vol. captado} \times \text{Valor base} \times \text{Coef. escassez} \quad (\text{Equação 19})$$

Os coeficientes de escassez fazem variar a TRH consoante a bacia hidrográfica em causa, sendo também aplicáveis às águas subterrâneas. Neste momento, os coeficientes a aplicar são:

- 1, nas bacias hidrográficas do Minho, Lima, Cávado, Ave, Leça e Douro (RH1, 2 e 3);
- 1,1, nas bacias hidrográficas do Vouga, Mondego, Lis, Tejo e Ribeiras do Oeste (RH4 e 5);
- 1,2, nas bacias hidrográficas do Sado, Mira, Guadiana e Ribeiras do Algarve (RH6, 7 e 8).

Existem também várias reduções aplicáveis nos termos do DL n.º 97/2008, alterado pelo DL n.º 46/2017, de 3 de maio:

- a) 50% de redução na utilização de águas para produção de energia hidroelétrica em aproveitamentos com queda bruta máxima até 10 m;

- b) 80% de redução para a água bombeada em aproveitamentos de produção de energia hidroelétrica que empreguem grupos reversíveis;
- c) 90% de redução na utilização de águas marinhas em circuitos de refrigeração para produção de energia termoelétrica, na refrigeração industrial e na regaseificação de gás natural liquefeito;
- d) 90% de redução na utilização de águas para regulação térmica de culturas agrícolas;
- e) 5% de redução para os sujeitos passivos detentores de certificação *Eco-Management and Audit Scheme* (EMAS), da ISO 14000 ou esquema de certificação equivalente, desde que esta certificação inclua explicitamente os processos e instalações com impacte na gestão da água.

Relativamente a isenções, está dispensada da componente A:

- a) a utilização de águas extraídas por meio de equipamentos cuja potência total não ultrapasse os 5 cv, exceto quando a administração de região hidrográfica considerar que esta é suscetível de ter impacte adverso significativo nos recursos hídricos;
- b) a utilização de águas fundamentada em razões de segurança de abastecimento ou outras razões estratégicas nacionais, determinada por um responsável do Governo pela área do ambiente e por um responsável pelo setor afetado.

### Componente E

A componente E corresponde à descarga, direta ou indireta, de efluentes sobre os recursos hídricos, suscetível de causar impacte significativo. Consideram-se descargas indiretas as descargas atribuídas aos utilizadores ligados a sistemas coletivos de saneamento de efluentes.

Esta componente calcula-se aplicando um valor de base (em €/kg) à quantidade de poluentes contidos na descarga, expressa em quilograma.

A descarga de efluentes que são restituídos ao meio hídrico de águas usadas na produção de energia ou na refrigeração industrial não são consideradas neste componente. Os valores de base da componente E (€) são apresentados na Tabela 6.19.

Tabela 6.19 - Valores de base da componente E por tipo de poluente e por quilograma.

Elementos poluentes (definidos no Art. 8.º n.º 2 do DL n.º 97/2008)	Valor base (€/kg)
Matéria oxidável	0,037
Azoto total	0,17
Fósforo total	0,21

A quantidade (kg) correspondente à matéria oxidável calcula-se pela aplicação da Equação 20.

$$\text{Matéria oxidável} = \frac{\text{CQO} + (2 \times \text{CBO}_5)}{3} \quad (\text{Equação 20})$$

Onde CQO corresponde à carência química de oxigénio e CBO<sub>5</sub> à carência bioquímica de oxigénio.

Nos seguintes casos, a componente *E* é reduzida:

- a) em 25% no que respeita a instalações industriais abrangidas pelo regime de prevenção e controlo integrados de poluição (PCIP), que apliquem as melhores práticas e técnicas disponíveis;
- b) em 25% no que respeita a descargas de efluentes no mar através de emissário submarino, desde que devidamente tratados;
- c) em 40% no que respeita às descargas de efluentes realizadas por sistemas de saneamento de águas residuais urbanas;
- d) nos casos em que haja reutilização de águas residuais tratadas, de acordo com a seguinte fórmula (válida até 2020): redução = TRHE × [1-0,8 × (volume de águas residuais tratadas para reutilização/volume de águas residuais à entrada do processo de tratamento)], desde que existam instrumentos que assegurem a medição do volume de água reutilizado;
- e) em 5% para os sujeitos passivos detentores de certificação EMAS, da ISO 14000 ou esquema de certificação equivalente, desde que esta certificação inclua explicitamente os processos e instalações com impacte na gestão da água.

As descargas provenientes de habitações isoladas com soluções próprias de tratamento de águas residuais ou de aglomerados urbanos com dimensão até 200 habitantes equivalente estão isentas da componente *E*, desde que as respetivas águas residuais não contenham efluentes industriais não tratados.

Mais se acrescenta que a componente *E* é agravada em 20% caso sejam efetuadas descargas de efluentes em zonas hídricas vulneráveis ou sensíveis, de acordo com a classificação do PGRH aplicável à massa de água em causa.

### **Componente I**

A componente *I* corresponde à extração de inertes do DPHE, calculando-se através da aplicação de um valor de base de 2,50 € ao volume de inertes extraídos (m<sup>3</sup>). O fator de conversão volume/massa de areia seca considerado é de 1,6 t/m<sup>3</sup>.

### **Componente O**

A componente *O* corresponde à ocupação de terrenos do DPHE e à ocupação e criação de planos de água, calculando-se pela aplicação de um valor de base (€/m<sup>2</sup>) à área ocupada (m<sup>2</sup>). Os valores de base da componente *O* são apresentados na Tabela 6.20.

Tabela 6.20 - Valores de base da componente O para os diferentes setores.

<b>Setores (Definidos no Art.10.º do DL n.º 97/2008)</b>	<b>Valor base (€/m<sup>2</sup> ou €/m em estruturas lineares)</b>
Produção de energia elétrica e piscicultura com equipamentos localizados no mar e criação de planos de água	0,002
Agricultura, piscicultura, aquacultura, infraestruturas e equipamentos de apoio à pesca tradicional, saneamento, abastecimento público de água e produção de energia elétrica*	0,0525
Indústria**	1,5 a 2
Edificações destinadas a habitação**	3,75 a 5
Apoios temporários de praia e ocupações ocasionais de natureza comercial, turística ou recreativa com finalidade lucrativa**	5 a 7,5
Apoios não temporários de praia e ocupações duradouras de natureza comercial, turística ou recreativa com finalidade lucrativa**	7,5 a 10
Demais casos	1
Estruturas lineares (condutas, cabos, moirões e demais equipamentos expressos em metro linear, à superfície)	1
Estruturas lineares (condutas, cabos, moirões e demais equipamentos expressos em metro linear, no subsolo)	0,10

\*O valor é reduzido para metade quando aplicável a explorações agrícolas, piscícolas, aquícolas, marinhas e culturas biogenéticas que ocupem área superior a um hectare e na parcela correspondente ao excesso.

\*\* O valor corresponderá ao maior dos valores do intervalo, exceto quando as ARH fixem valores diferentes a aplicar ao ano subsequente. No caso dos apoios de praia devidamente licenciados e que suportem custos decorrentes da vigilância a banhistas, o valor base é reduzido em 10%.

Estão isentas da componente O:

- a) a ocupação de terrenos ou planos de água em que estejam implantadas infraestruturas ou equipamentos de apoio a atividades piscatórias tradicionais, quando essa ocupação já exista à data da entrada em vigor do presente diploma e enquanto se mantiverem aqueles fins;
- b) a ocupação de terrenos por habitações próprias e permanentes de sujeitos passivos cujo rendimento bruto para efeitos de IRS não ultrapasse o dobro do valor anual da retribuição mínima mensal, quando essa ocupação exista já à data da entrada em vigor do presente diploma e enquanto se mantiverem aqueles fins;
- c) a ocupação de terrenos ou planos de água por infraestruturas e equipamentos empregues em projetos-piloto destinados à pesquisa e experimentação de tecnologias associadas à produção de energia elétrica a partir das ondas do mar, reconhecidos como tal pelos membros do Governo responsáveis pelas áreas do ambiente e da energia;
- d) a ocupação de terrenos ou planos de água por infraestruturas e equipamentos destinados à sinalização e salvamento marítimo, segurança pública, prevenção e combate à poluição marítima;
- e) a ocupação de terrenos por estradas, caminhos-de-ferro e outras vias de comunicação públicas;

- f) a ocupação de terrenos feita pelos planos de água de aproveitamentos hidroelétricos, hidroagrícolas ou para abastecimento para consumo humano ou industrial, sempre que a utilização de água contida nas respetivas albufeiras se destine a fins de utilidade pública ou de interesse geral.

Para as edificações destinadas a habitação e às áreas vedadas que lhe sejam anexas, o valor da taxa não pode ser superior a 2 500 €, caso essa ocupação já existia à data da entrada em vigor do REF e enquanto se mantenhm aqueles fins.

Quando a ocupação for feita por período inferior a um ano, a componente *O* será devida na proporção do período máximo de ocupação previsto no título de utilização, com o limite mínimo de um mês.

### Componente *U*

A componente *U* corresponde à utilização privativa de águas, qualquer que seja a sua natureza legal, sujeitas a planeamento e gestão públicos, suscetíveis de causar impacte significativo. Calcula-se através da aplicação de um valor de base ao volume de água captado, desviado ou utilizado na produção de energia hidroelétrica ou termoelétrica, expresso em metros cúbicos.

Os valores de base da componente *U* são apresentados na Tabela 6.21.

Tabela 6.21 - Valores de base da componente *U* para os diferentes setores.

Setores (definidos no Art.11.º n.º 2 do DL n.º 97/2008)	Valor base (€/m <sup>3</sup> )
Agricultura e aquicultura*	0,000645
Produção de energia hidroelétrica	0,000004
Produção de energia termoelétrica	0,00053
Sistemas de água de abastecimento público	0,0031
Demais casos	0,0028

\*para o setor da aquicultura não devem ser considerados os valores associados aos fluxos de maré, mas apenas aqueles que resultem da utilização de meios mecânicos.

Em termos de utilizações de água, as componentes *A* e *U* são bastante semelhantes. Como tal, tanto as reduções como as isenções previstas são idênticas para ambas as componentes.

### Componente *S*

A componente *S* corresponde à utilização privativa de águas, qualquer que seja a sua natureza ou regime legal, calculando-se pela aplicação de um valor de base ao volume de água captado ou utilizado para os sistemas de água de abastecimento público, expresso em metro cúbico (m<sup>3</sup>).

O valor de base desta componente cinge-se apenas aos sistemas de água de abastecimento público e é de 0,004 € por m<sup>3</sup> de água captada ou utilizada.

Após determinado o cálculo do valor total anual resultante do somatório de todas as componentes da taxa (*A+E+I+O+U+S*), para cada utilizador, considerando todos os títulos do utilizador, pode existir o direito à isenção técnica. Se desse cálculo resultar um valor inferior a 25

€, a APA, I.P. não procederá à liquidação da taxa, ficando o sujeito passivo isento de pagamento. São exceções os casos em que a liquidação seja prévia à emissão do título de utilização.

### **Aplicação e receitas da TRH**

De acordo com o REF, 50% das receitas resultantes da cobrança da TRH são direcionadas para o Fundo Ambiental, criado pelo Decreto-Lei n.º 42-A/2016, de 12 de agosto, e os outros 50% são direcionados para a APA, I.P.

No caso específico da componente S, a receita resultante da sua aplicação é destinada apenas ao Fundo Ambiental, nos termos da alínea i) do n.º 1 do artigo 4.º do Decreto-Lei n.º 42-A/2016, de 12 de agosto.

Em qualquer dos casos, as receitas são aplicadas no financiamento de atividades apoiadas pelo Fundo Ambiental e na cobertura dos demais custos incorridos na gestão dos recursos hídricos, tendo em conta a sua utilização e proteção.

No ano do seu lançamento (2009) a receita global proveniente da TRH rondou os 17 milhões de euros, estabilizando depois nos 2 anos seguintes em valores perto dos 30 milhões (Figura 6.12)

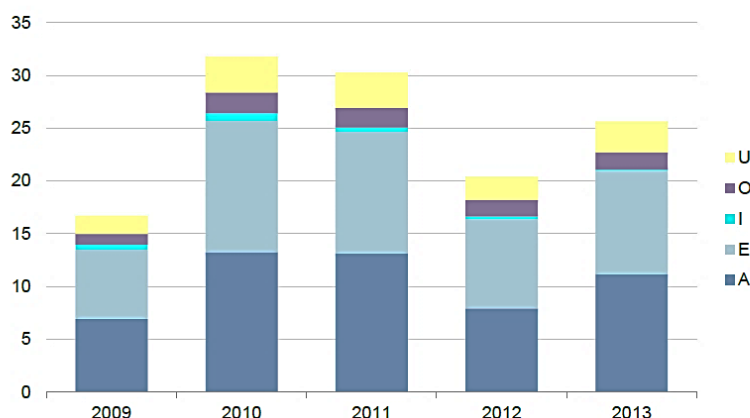


Figura 6.12 - Evolução das receitas cobradas por componente da TRH (Fonte: CFRV, 2014 (dados da APA)). Unidades: milhões de euros

No ano de 2012 houve uma quebra nas receitas obtidas, justificada nos PGRH de 2º ciclo pela reestruturação institucional do setor (extinção do INAG e aglomeração das cinco ARH numa nova entidade - APA) e pela a instalação da crise económica.

No ano de 2013 verifica-se uma recuperação, que se vem a manter no ano de 2014. Os valores públicos mais recentes são os do ano de 2014, que rondam os 27 milhões de euros. À data dos únicos dados disponíveis, as componentes da TRH eram ainda apenas cinco ( $A+E+I+O+U$ ).

Nos PGRH de 2º ciclo constam os valores da receita da TRH do ano de 2014, os quais se resumem na Tabela 6.22, desagregados por setores de consumo e por RH.

Tabela 6.22 - Valores da TRH arrecadados em 2014 por setor consumidor para as RH e para o continente (valores em €) (Elaborado com base nos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo – Parte 3).

	Abastecimento público	Indústria	Rega	Termoelétrica	Hidroelétrica	Outros	Total
<b>RH1</b>	229 767	134 386	0	0	11 811	36 825	412 788
<b>RH2</b>	1 999 694	385 144	1 232	0	94 729	65 101	2 545 901
<b>RH3</b>	2 751 337	36 421	5 066	476 682	86 406	116 692	3 472 605
<b>RH4</b>	1 888 606	1 618 784	62 502	15 483	98 902	293 614	3 977 891
<b>RH5</b>	6 914 019	1 114 434	300 433	490 623	247 047	1 277 776	10 344 332
<b>RH6</b>	1 080 390	639 795	214 832	392 949	0	74 156	2 402 122
<b>RH7</b>	398 481	114 848	389 052	0	0	7 716	910 097
<b>RH8</b>	1 620 914	280 043	139 099	0	0	805 984	2 846 039
<b>Total</b>	16 883 208	4 323 855	1 112 216	1 375 737	538 895	2 677 864	26 911 775

Na Figura 6.13 é bastante perceptível que os consumidores domésticos são os principais contribuintes para as receitas globais da TRH, com uma percentagem de 63% no total do continente. Quando a contabilização é feita por RH, os valores para estes consumidores são também muito elevados. Ainda relativamente ao consumo doméstico, é da RH do Douro e da RH do Tejo e Ribeiros do Oeste que se obtêm maiores receitas, devido à maior concentração da população.

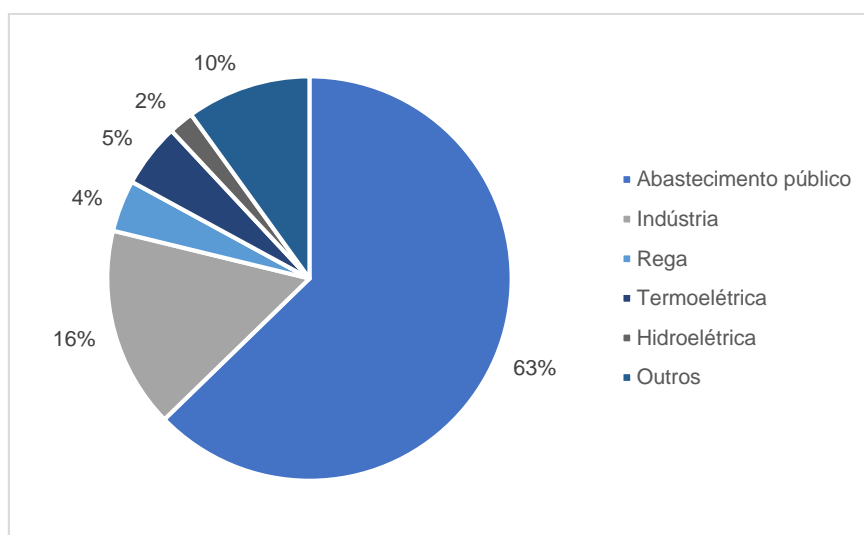


Figura 6.13 - Contribuição dos diferentes setores utilizadores para a TRH (valores em percentagem, para o continente, no ano de 2014). Elaborado com base nos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo - Parte 3.

A contribuição da hidroeletricidade para o valor global da TRH é mínima, sendo que também a agricultura (rega) apresenta uma contribuição muito reduzida, de apenas 4%.

Da representação gráfica referente à contribuição das RH para a TRH (Figura 6.14) sobressai a RH5, apresentando a maior contribuição a nível continental, 38%, que em muito se deve à contribuição dos consumidores domésticos e dos serviços concentrados na Área Metropolitana de Lisboa. No ano de 2014, a contribuição do setor do abastecimento público da RH5 era de cerca de 26% do valor global da TRH do continente.

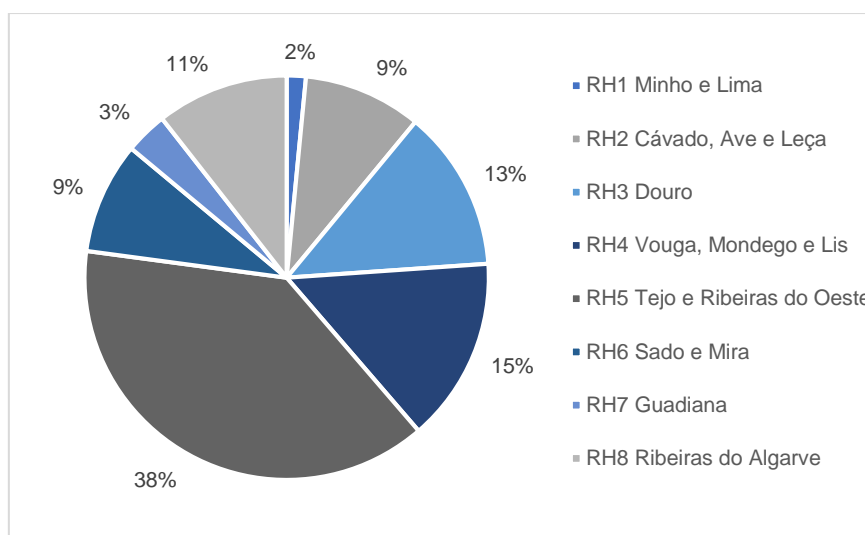


Figura 6.14 - Contribuição das RH para a TRH (valores em percentagem, para o continente, no ano de 2014). Elaborado com base nos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo - Parte 3.

Na parte 3 dos PGRH de 2º ciclo constam também os valores da receita da TRH do ano de 2014 por componente e por RH (Tabela 6.23).

Tabela 6.23 - Valores da TRH arrecadados em 2014 por componente para as RH e para o continente (valores em €) (Elaborado com base nos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo – parte 3).

	Componentes					Total
	A (Captação)	E (Rejeição)	I (Ext. I)	O (Ocupação)	U (Captação)	
<b>RH1</b>	216 229	102 626	0	44 042	49 891	412 788
<b>RH2</b>	1 010 170	1 241 814	0	65 560	228 358	2 545 901
<b>RH3</b>	2 219 940	660 731	0	120 076	471 859	3 472 605
<b>RH4</b>	1 527 205	1 750 002	1 016	274 558	425 110	3 977 891
<b>RH5</b>	4 439 609	3 836 853	164 550	631 812	1 271 508	10 344 332
<b>RH6</b>	1 235 616	769 797	0	63 059	333 650	2 402 122
<b>RH7</b>	532 981	232 860	0	17 788	126 468	910 097
<b>RH8</b>	1 111 845	435 707	201	1 063 363	234 924	2 846 039
<b>Total</b>	12 293 595	9 030 390	165 767	2 280 258	3 141 768	26 911 775

A componente A é, de longe, a que mais contribui para as receitas globais da TRH. Isto deve-se ao facto de a componente A ter os valores base mais elevados, principalmente quando se trata do cálculo para os sistemas de água de abastecimento público.

A componente A representa assim cerca de 46% das receitas globais da TRH (Figura 6.15).

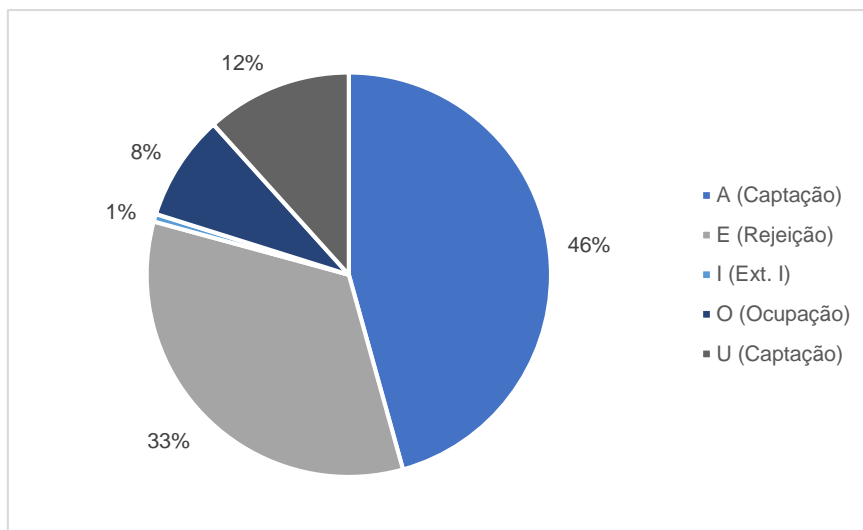


Figura 6.15- Contribuição das cinco componentes da TRH para as suas receitas globais (valores em percentagem, para o continente, no ano de 2014). Elaborado com base nos valores apresentados nos PGRH de 2º ciclo - Parte 3.

É importante ressaltar que, mesmo que o abastecimento público seja o maior contribuinte para as receitas da TRH, existem outros tipos de consumo que utilizam muito mais água.

De acordo com os PGRH de 2º ciclo (Parte 2), a agricultura é o principal setor utilizador de água. Apesar do abastecimento público ser o setor que mais contribui para a TRH, com 63% do total, de acordo com os volumes de captação referidos nos mesmos planos, esse setor é responsável por apenas uma pequena parte do consumo existente, enquanto que a agricultura, com uma contribuição de apenas 4% para a TRH consome muito mais.

### **Avaliação**

A TRH é um instrumento fundamental da gestão da água que resulta da aplicação dos princípios básicos das políticas de ambiente. Do modo como está formulada, a taxa não dá um incentivo significativo para conduzir os consumidores a moderar os seus consumos, nem é eficaz na sinalização da escassez de água existente em Portugal, atendendo ao valor total cobrado num ano e repartido por tipo de utilizações.

Julga-se que a taxa terá atualmente um peso muito pequeno nos consumos dos utilizadores, o que leva a que estes não se sintam atraídos a alterar o seu comportamento de modo a atender à escassez.

Ainda assim, esta avaliação pode não se verificar para todos os tipos de consumidores. Para a agricultura e para a indústria, a TRH poderá ter um peso relevante, que poderá resultar na perda de rentabilidade para a prática do regadio.

Para perceber o incentivo da taxa na moderação da utilização de água deve ser considerado o peso da TRH para cada tipo de utilizador comparativamente, por exemplo, ao valor da fatura da água ou ao rendimento médio das famílias, no caso dos consumidores domésticos, ao peso nas receitas da cultura, no caso dos consumidores agrícolas, ou ainda comparativamente ao volume de negócios anual, no caso das indústrias.

No desenho da TRH, os valores unitários definidos e cobrados por m<sup>3</sup> para o abastecimento de água não são justificados pelos sistemas municipais e multimunicipais, embora o n.º 2 do artigo 23º do Decreto-Lei n.º 97/2008 estabeleça que a “fatura apresentada ao utilizador dos serviços públicos de águas deve desagregar todas as taxas e encargos aplicáveis, explicitando o respetivo processo de cálculo”.

Por tal acontecer, existem atualmente valores unitários distintos a serem cobrados de forma ainda bastante diferente em diferentes municípios, sem se perceber ao certo que cálculos os originaram.

Prevendo que esta taxa tenha um peso muito pequeno na gestão da escassez, propõe-se no capítulo seguinte a revisão e reformulação da TRH, pretendendo avaliar o impacto do aumento do valor da taxa nos consumidores e o seu incentivo à moderação de consumos, através da criação de seis cenários.

## 7. Modelação da Taxa de Recursos Hídricos com base no índice de escassez *WEI +*

De modo a estabelecer uma ligação entre os instrumentos económicos (TRH) e os indicadores ou índices de escassez de água (índice *WEI +*), optou-se primeiramente por definir coeficientes de escassez mais representativos, optando por um intervalo de 1 a 2, em alternativa ao intervalo definido na legislação (1 a 1,2), que se considera baixo para o panorama de escassez verificado pelos cálculos mais recentes do índice *WEI +*.

Os coeficientes de escassez definidos neste estudo podem assim ser relacionados com os quatro intervalos do índice *WEI +*, onde se enquadram as várias BH do continente, da seguinte forma (Tabela 7.1):

Tabela 7.1 - Coeficientes de escassez correspondentes ao *WEI +*.

<i>WEI + (%)</i>		Coeficientes de escassez atribuídos
< 10	Sem escassez	1
10 - 20	Escassez reduzida	1,2
20 - 40	Escassez moderada	1,5
> 40	Escassez severa	2

No cálculo da TRH, será utilizado o coeficiente de escassez “2” em todas as BH que estejam classificadas em situação de escassez severa, o coeficiente “1,5” em todas as BH que estejam classificadas em situação de escassez moderada, etc.

Tendo em conta três tipos de consumos diferentes, e atendendo ao modo de cálculo da TRH, são criados seis cenários. Pretende-se avaliar o efeito atual e o aumento da TRH em três diferentes grupos utilizadores, e perceber se a sua influência contribui para a alteração dos seus comportamentos, face às utilizações e aos custos decorrentes da taxa.

Na modelação da TRH foi considerado:

— O consumo doméstico: considerando uma captação média mensal de 12 m<sup>3</sup> em todo o continente, visto que a taxa é aplicada sobre o consumo não faturado.

Uma vez que se considera a captação, é necessário assumir as perdas físicas e comerciais verificadas nas entidades gestoras dos serviços de abastecimento de água. De acordo com o artigo 18.º da Lei n.º 82-D/2014, de 31 de dezembro, aditado pelo artigo 5.º-A, as perdas fixadas são de 5% nos sistemas “em alta” e 20% nos sistemas “em baixa”.

— O consumo industrial: considerando como exemplo uma indústria de bebidas - Unicer (com base nos dados de Reigada (2014)).

Consideram-se os dados de 2012, em que se admite uma captação média mensal de 77 000 m<sup>3</sup>, dos quais 40 000 m<sup>3</sup> correspondem à captação subterrânea e 37 000 m<sup>3</sup> correspondem ao

volume proveniente da rede de abastecimento público, uma vez que existe um limite na captação subterrânea. Assume-se que esse limite ronde os 80 000 m<sup>3</sup>.

- O consumo agrícola (rega): considerando como exemplo três culturas distintas na bacia do Guadiana – arroz, milho e tomate – e apenas as componentes  $A+U$ , correspondentes à captação superficial de águas na barragem do Caia, considerada em terreno público (DPHE), e que serve as culturas do denominado perímetro de rega do Caia.

Os valores para as culturas selecionadas foram cedidos pela Associação de Beneficiários do Caia e correspondem a valores para uma campanha (dados de 2016) e por hectare.

A Tabela 7.2 indica os consumos de água de cada uma das culturas numa só campanha.

Tabela 7.2 - Água consumida nas culturas de arroz, milho e tomate (ABCaia, 2017).

Cultura	m <sup>3</sup> /ha/campanha
<b>Arroz</b>	14 000
<b>Milho</b>	10 000
<b>Tomate</b>	6 000

No consumo doméstico, o valor da taxa a aplicar é dado pelo resultado da soma das componentes  $A$ ,  $U$  e  $S$ , considerando a repercussão sobre o utilizador final pelo sujeito passivo, através das perdas anteriormente descritas, tanto na componente  $A$  como na componente  $U$ . Os valores base utilizados nas três componentes correspondem ao valor atribuído aos sistemas de água de abastecimento público.

No consumo industrial, o consumo divide-se entre a captação subterrânea e a compra de água à rede, devido ao limite existente para a captação subterrânea. O cálculo da taxa para a captação subterrânea inclui apenas a componente  $U$  (águas subterrâneas não pertencentes ao DPHE), sendo por isso o seu cálculo muito simples. O volume de água captado é multiplicado pelo valor base da componente  $U$ , neste caso o valor definido para os “demais casos”, e considera-se que a captação é efetuada a partir de um furo/poço de domínio privado.

Para a água consumida através do sistema de abastecimento público, o cálculo é exatamente igual ao realizado para o consumo doméstico, resultando a TRH da soma das componentes  $A$ ,  $U$  e  $S$ , também com os valores base referentes aos sistemas de água de abastecimento público, e considerando a captação de águas superficiais do DPHE.

O valor da TRH para o consumo industrial deve contar também com a componente  $E$ , que considera o volume de água rejeitado e a concentração de poluentes existente nesse volume. No entanto, os valores correspondentes às variáveis necessárias para o cálculo da componente  $E$  não serão considerados neste estudo, uma vez que, para efeitos da gestão direta da escassez de água importa somente a componente da captação, equivalente à componente  $A$ ,  $U$  e, nos casos dos sistemas de abastecimento de água, a componente  $S$ .

Ao valor final da componente *E* pode ainda ser descontado o valor correspondente a uma eventual redução relativa ao regime de prevenção e controlo integrados de poluição (PCIP), que a indústria pode abranger (25%) e uma redução relativa à detenção da certificação EMAS ou de alguma norma da família da ISO 14000 (5%). Esta última redução tanto pode ser aplicada à componente *A*, *E* ou *U*.

Para o consumo agrícola, a TRH calcula-se através da soma da componente *A* com a *U*, sendo o cálculo da componente *A* igual ao dos restantes consumos. Aqui, a alteração reside no valor base (utiliza-se o valor base destinado à agricultura). Na componente *U*, o cálculo é tão simples quanto a multiplicação do volume consumido por hectare pelo valor base da componente *U*, referente à agricultura e aquicultura.

Após o cálculo da TRH atual para os três setores consumidores, entendeu-se que a taxa, do modo como está concebida, não consegue criar um incentivo significativo para os utilizadores atenderem à escassez.

Deste modo foram estabelecidos seis cenários diferentes, fazendo corresponder as bacias hidrográficas classificadas pelo *WEI* + aos novos coeficientes de escassez estabelecidos (Tabela 7.1). Em cada cenário é calculada a TRH anual para cada tipo de consumo, fazendo variar os valores base de cada componente, os coeficientes de escassez e a componente *U* em particular, adicionando-lhe um coeficiente de escassez como acontece na componente *A*. Em nenhum dos cenários apresentados se teve em consideração as isenções e as reduções existentes.

O cenário 1 (Tabela 7.3) corresponde ao cenário *BAU* (“*Business-as-usual*”), em que os coeficientes de escassez correspondentes a cada bacia são os estabelecidos no Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de junho, e a partir dos quais se calcula a TRH para os diferentes consumos, mantendo os valores base em vigor para cada componente.

Tabela 7.3 - Cenário 1 (*BAU*).

BH	Coef. escassez	Consumo doméstico (€/ano)	Consumo industrial (€/ano)	Consumo agrícola (€/ha/campanha)		
				Arroz	Milho	Tomate
<b>Minho, Lima, Cávado, Ave, Leça, Douro</b>	1	4,01	13 694,21	53,83	38,45	23,07
<b>Vouga, Mondego, Lis, Rib. Oeste, Tejo</b>	1,1	4,29	14 570,53	58,31	41,65	24,99
<b>Sado, Mira, Guadiana, Rib. Algarve</b>	1,2	4,57	15 446,84	62,79	44,85	26,91

O pequeno distanciamento entre os coeficientes de escassez definidos na legislação reflete-se num valor final de TRH semelhante em todo o continente, principalmente no setor doméstico.

Pela tabela anterior é perceptível que o valor anual pago por um consumidor doméstico é mínimo, pelo que estes consumidores não terão problemas em consumir mais água do que a necessária. No caso dos consumos industrial e agrícola, a taxa é também considerada mínima uma vez que a estes valores são ainda acrescentadas isenções e fortes reduções. No caso dos aproveitamentos hidroagrícolas é aplicado um coeficiente de eficiência de 0,75 a partir de 2017 (valor definido na mais recente alteração do REF), o que significa uma redução de 25% na taxa aplicável.

No cenário 2 (Tabela 7.4) optou-se por modelar a TRH substituindo os coeficientes definidos na legislação pelos coeficientes propostos na Tabela 7.1, definidos consoante o resultado do índice *WEI +*, por BH. Para uma alteração mais expressiva, neste cenário os coeficientes de escassez, para além da componente A, são também aplicados à componente U.

Tabela 7.4 - Cenário 2 (coeficientes de escassez modificados de 1 a 2 e estendidos à componente U).

BH	Coef. escassez	Consumo doméstico (€/ano)	Consumo industrial (€/ano)	Consumo agrícola (€/ha/campanha)		
				Arroz	Milho	Tomate
Minho, Lima, Douro, Vouga, Lis	1	4,01	13 694,21	53,83	38,45	23,07
Cávado, Ave, Leça Mondego, Tejo	1,2	4,69	16 077,85	64,60	46,14	27,68
Rib. Oeste, Sado, Mira, Guadiana, Rib. Algarve	1,5	5,72	19 653,32	80,65	57,68	34,61

No cenário 3 (Tabela 7.6) são também substituídos os coeficientes definidos na legislação, desta vez pelos coeficientes definidos na Tabela 7.5. Para uma alteração mais expressiva, neste cenário os coeficientes de escassez, para além da componente A, são também aplicados à componente U.

Tabela 7.5 - Coeficientes de escassez correspondentes ao *WEI +*, definidos especificamente para o cenário 3.

<i>WEI +</i>	Coeficientes de escassez atribuídos	
< 10	Sem escassez	1
10 - 20	Escassez reduzida	1,8
20 - 40	Escassez moderada	2,8
> 40	Escassez severa	4

Tabela 7.6 - Cenário 3 (coeficientes de escassez modificados de 1 a 4 e estendidos à componente U).

BH	Coef. escassez	Consumo doméstico (€/ano)	Consumo industrial (€/ano)	Consumo agrícola (€/ha/campanha)		
				Arroz	Milho	Tomate
Minho, Lima, Douro, Vouga, Lis	1	4,01	13 694,21	53,83	38,45	23,07
Cávado, Ave, Leça Mondego, Tejo	1,8	6,75	23 228,78	96,89	69,21	41,53
Rib. Oeste, Sado, Mira, Guadiana, Rib. Algarve	2,8	10,18	35 146,99	150,72	107,66	64,60

No cenário 4 (Tabela 7.7) propõe-se que os valores base definidos em cada componente sejam duplicados, utilizando-se os coeficientes definidos na legislação (1 a 1,2).

Tabela 7.7 - Cenário 4 (valores base duplicados em cada componente).

BH	Coef. escassez	Consumo doméstico (€/ano)	Consumo industrial (€/ano)	Consumo agrícola (€/ha/campanha)		
				Arroz	Milho	Tomate
Minho, Lima, Cávado, Ave, Leça, Douro	1	8,01	27 388,42	107,66	76,90	46,14
Vouga, Mondego, Lis, Rib. Oeste, Tejo	1,1	8,58	29 141,05	116,62	83,30	49,98
Sado, Mira, Guadiana, Rib. Algarve	1,2	9,15	30 893,68	125,58	89,70	53,82

No cenário 5 (Tabela 7.8) propõe-se a duplicação dos valores base de cada componente, a utilização dos coeficientes propostos na Tabela 7.1, e a aplicação desses mesmos coeficientes também à componente U.

Tabela 7.8 - Cenário 5 (valores base duplicados em cada componente, coeficientes de escassez modificados de 1 a 2 e estendidos à componente U).

BH	Coef. escassez	Consumo doméstico (€/ano)	Consumo industrial (€/ano)	Consumo agrícola (€/ha/campanha)		
				Arroz	Milho	Tomate
Minho, Lima, Douro, Vouga, Lis	1	8,01	27 388,42	107,66	76,90	46,14
Cávado, Ave, Leça Mondego, Tejo	1,2	9,38	32 155,71	129,19	92,28	55,37
Rib. Oeste, Sado, Mira, Guadiana, Rib. Algarve	1,5	11,44	39 306,63	161,49	115,35	69,21

Por fim, no cenário 6 (Tabela 7.9) propõe-se que a modelação seja feita através da duplicação dos valores base de cada componente, utilizando os coeficientes de escassez definidos na Tabela 7.5 e aplicando-os também à componente U.

Tabela 7.9 - Cenário 6 (valores base duplicados em cada componente, coeficientes de escassez modificados de 1 a 4 e estendidos à componente *U*).

BH	Coef. escassez	Consumo doméstico (€/ano)	Consumo industrial (€/ano)	Consumo agrícola (€/ha/campanha)		
				Arroz	Milho	Tomate
<b>Minho, Lima, Douro, Vouga, Lis</b>	1	8,01	27 388,42	107,66	76,90	46,14
<b>Cávado, Ave, Leça Mondego, Tejo</b>	1,8	13,50	46 457,56	193,79	138,42	83,05
<b>Rib. Oeste, Sado, Mira, Guadiana, Rib. Algarve</b>	2,8	20,36	70 293,98	301,45	215,32	129,19

Comparativamente ao cenário 1 (*BAU*), os restantes cinco cenários apresentam várias alterações. Os aumentos vão sendo superiores, cenário a cenário, conforme as alterações nos coeficientes e nos valores base, internalizando os custos de escassez. No entanto, para um valor anual, pode-se considerar que a taxa nos três primeiros cenários é baixa, mesmo com as propostas de alteração de cada cenário, especialmente se forem consideradas as reduções aplicáveis às várias componentes.

Para além das reduções e isenções existentes, considera-se que também os baixos valores base contribuem para uma taxa anual baixa, com pouco poder de influência na alteração do comportamento dos consumidores.

Como tal, nos cenários 4 a 6 é proposto que se dupliquem os valores base de cada componente, experimentando assim aumentos em que os valores da taxa podem chegar a ser até cerca de cinco vezes maiores que os valores atuais, calculados no cenário 1.

Mesmo no cenário mais penalizador para o consumidor (cenário 6), o valor da TRH para os consumidores domésticos apenas triplica, comparativamente ao cenário 1. O que no cenário 1 correspondia a uma taxa de 4,29 € ao ano (considerando a BH do Tejo), no cenário 6 passaria a ser cerca de 13,50 €.

Deste modo, para que a TRH resulte, pelo menos relativamente à componente da captação, confrontando o utilizador com os custos e benefícios inerentes à utilização eficiente da água, várias alterações poderiam ser feitas a nível estrutural da taxa.

O aumento dos coeficientes para valores mais representativos, consoante o índice *WEI* + (num intervalo de 1 a 4), o aumento dos valores base de cada componente e o uso de coeficientes também na componente *U* são três das propostas. Numa primeira fase seria interessante optar-se pela adoção de uma ou duas das propostas, e numa segunda fase poder-se-ia optar pela utilização das três em simultâneo, utilizando por completo o cenário 6.

Ainda assim, a modelação efetuada através dos seis cenários apenas mostra o aumento possível, em euros. Para conseguir avaliar corretamente o impacte da taxa e a sua influência

nos consumidores é necessário verificar a que peso correspondem esses aumentos, comparativamente a rendimentos anuais ou faturas anuais pagas pelos consumidores.

Para perceber se estas propostas poderão levar à alteração do comportamento dos utilizadores, considerando a escassez do recurso, são representados os pesos da TRH (cenário *BAU* vs. cenário 6), por tipo de utilizador, comparativamente a determinados valores anuais.

#### — **Peso da TRH por tipo de consumidor**

##### **Consumo doméstico**

No caso dos consumidores domésticos, é calculado o peso da TRH cobrada anualmente relativamente ao valor anual de uma fatura da água (Tabela 7.10). Para o efeito, considera-se um consumo faturado de 9 m<sup>3</sup> na BH do Tejo, correspondente ao valor mensal de 17,87 €, resultando num total anual de 214,44 €.

Tabela 7.10 – Consumo doméstico: peso da TRH na fatura da água (anualmente).

Cenários	TRH anual (€)	Peso na fatura da água (%)
<b>Cenário 1 (BAU)</b>	4,29	2,00
<b>Cenário 6</b>	13,5	6,30

O valor da TRH para o cenário 1 representa 2% do valor total da fatura de água anual (Figura 7.1). Já no cenário 6, o valor da TRH anual calculada representa 6,3% do valor total da fatura (Figura 7.2). Tanto no cenário atual como no cenário 6, o valor anual da taxa a pagar na fatura pode ser significativo no orçamento de muitos consumidores domésticos, permitindo, contudo, uma maior repercussão dos custos de escassez no cenário 6. Propõe-se assim que a taxa não seja aplicada aos consumidores abrangidos pela tarifa social.

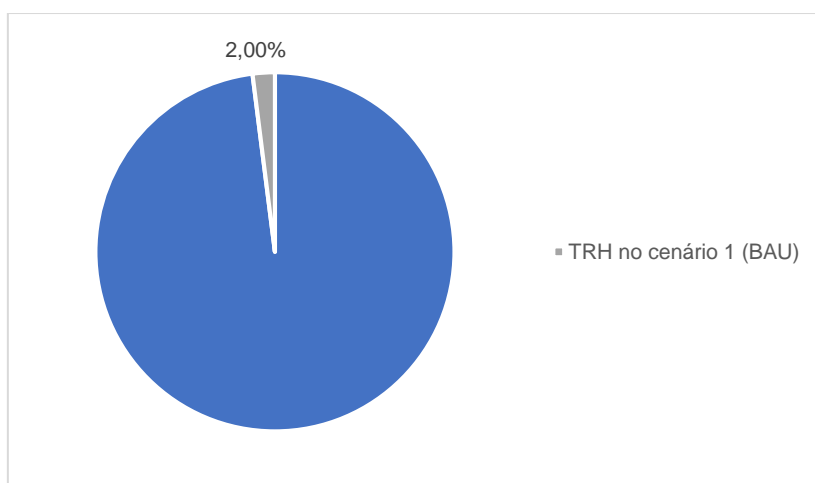


Figura 7.1 - Consumo doméstico: peso da TRH no total anual faturado (cenário 1).

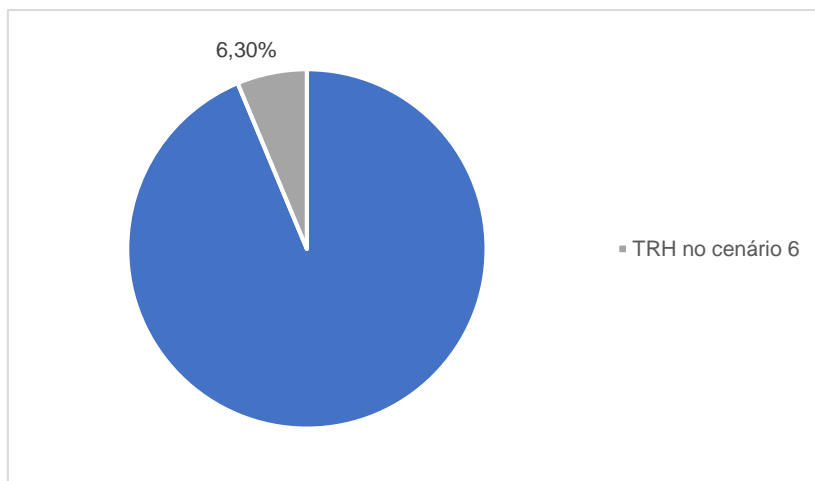


Figura 7.2 - Consumo doméstico: peso da TRH no total anual faturado (cenário 6).

Ainda relativamente ao consumo doméstico, optou-se por calcular o peso da TRH cobrada anualmente, comparativamente ao rendimento médio anual de uma família (Tabela 7.11). Considera-se que esse rendimento tem o valor de 28 737,4 € anuais (Pordata, 2017) (dados de 2014).

O valor da TRH no cenário 1 representa 0,01% do valor total do rendimento médio anual de uma família (Figura 7.3). Já no cenário 6, o valor da TRH anual calculada representa 0,05% do rendimento médio anual, continuando a ser um valor bastante baixo (Figura 7.4).

Tabela 7.11 - Consumo doméstico: peso da TRH no rendimento médio anual das famílias portuguesas.

Cenários	TRH anual (€)	Peso no rendimento médio anual (%)
<b>Cenário 1 (BAU)</b>	4,29	0,01
<b>Cenário 6</b>	13,5	0,05

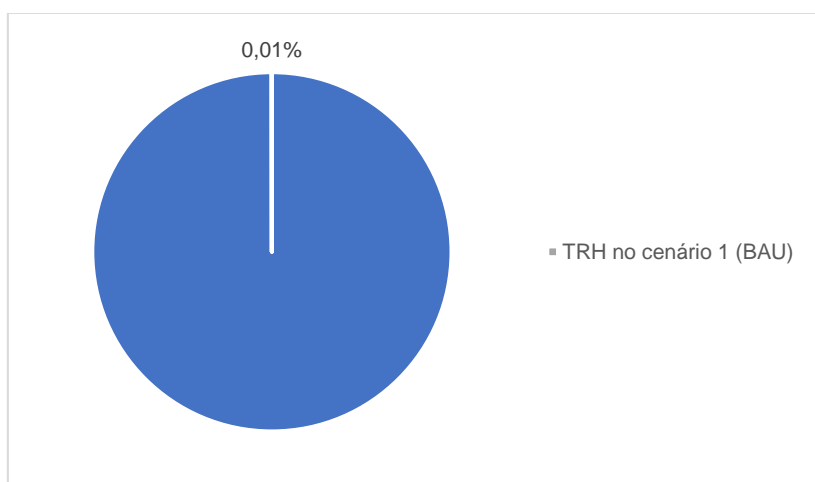


Figura 7.3 - Consumo doméstico: peso da TRH no rendimento médio anual das famílias portuguesas (cenário 1).

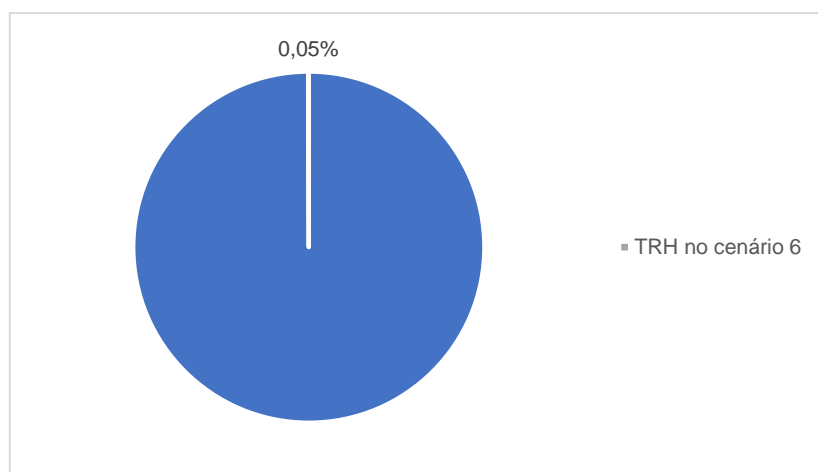


Figura 7.4 - Consumo doméstico: peso da TRH no rendimento médio anual das famílias portuguesas (cenário 6).

### Consumo industrial

No caso do consumo industrial (bacia do Leça), é calculado o peso da TRH cobrada anualmente relativamente ao volume de negócios anual da empresa (Tabela 7.12). Para o efeito, considera-se o valor obtido no ano de 2016, correspondente a 38 milhões de euros (Unicer, 2016).

Tabela 7.12 - Consumo industrial: peso da TRH no volume de negócios do ano de 2016.

Cenários	TRH anual (€)	Peso no volume de negócios (%)
<b>Cenário 1 (BAU)</b>	13 694,21	0,04
<b>Cenário 6</b>	46 457,56	0,12

O valor da TRH para o cenário 1 representa 0,04% do valor total do volume de negócios da empresa no ano de 2016 (Figura 7.5). No cenário 6, o valor da TRH anual calculada representa 0,12% do volume de negócios do ano de 2016, correspondendo a um peso mínimo numa indústria que tem elevados consumos de água anuais (Figura 7.6).

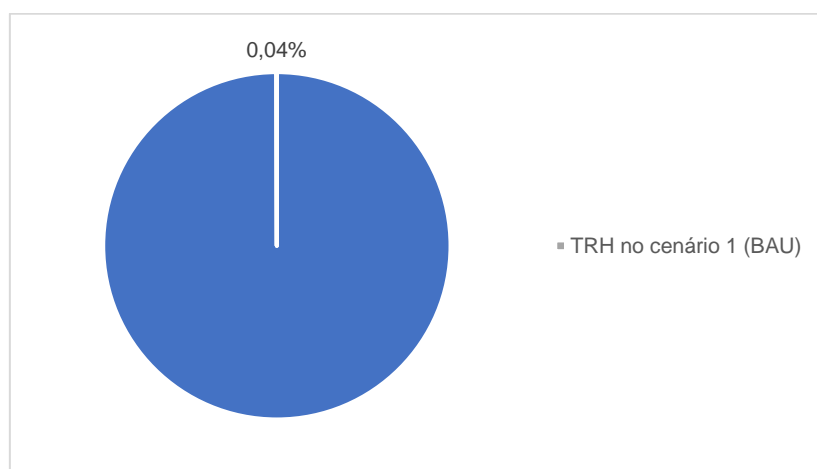


Figura 7.5 - Consumo industrial: peso da TRH no volume de negócios da empresa em 2016 (cenário 1).

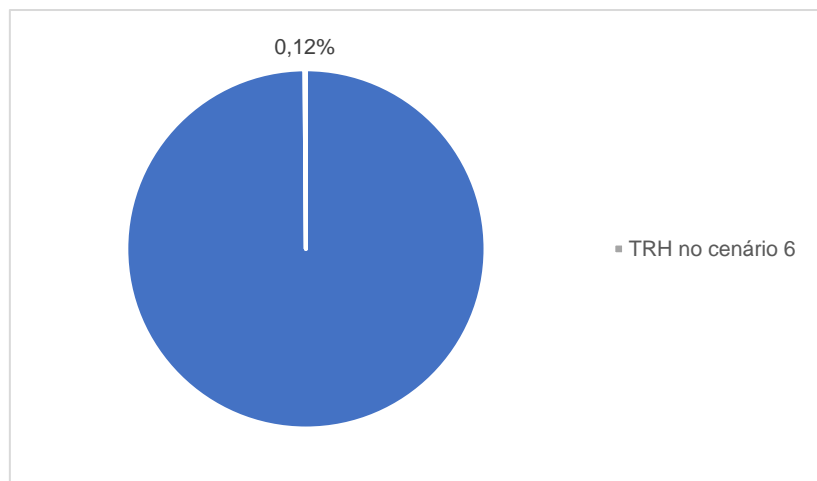


Figura 7.6 - Consumo industrial: peso da TRH no volume de negócios da empresa em 2016 (cenário 6).

### Consumo agrícola

No consumo agrícola (bacia do Guadiana), o peso da TRH cobrada por campanha é calculado relativamente ao rendimento da cultura, por hectare.

Através de dados facultados pela ABCaia (2017), é possível calcular-se o rendimento de cada uma das culturas escolhidas, utilizando a produtividade média dessas culturas, por hectare (Tabela 7.13), e o preço médio de venda para o agricultor (Tabela 7.14).

Tabela 7.13 - Produtividade média de cada cultura.

Culturas	Produtividade média (ton/ha)
Arroz	4
Milho	10
Tomate	90

Tabela 7.14 - Preço médio de venda de cada cultura.

Culturas	Preço médio de venda (€/t)
Arroz	280
Milho	170
Tomate	70

No caso específico de uma cultura de arroz, o agricultor recebe ainda um subsídio à produção, de 194 € por hectare cultivado.

A Tabela 7.15 apresenta o rendimento médio de cada cultura para o agricultor, por campanha, em euros por hectare. Na Tabela 7.16 é calculado o peso da TRH relativamente ao rendimento médio de uma cultura de arroz, milho e tomate.

Tabela 7.15 - Rendimento médio por cultura.

Culturas	Rendimento médio para o agricultor (€/ha)
<b>Arroz</b>	1 314
<b>Milho</b>	1 700
<b>Tomate</b>	6 300

No caso de uma cultura de arroz, o valor da TRH para o cenário 1 representa 4,78% do valor total do rendimento da cultura numa campanha (Figura 7.7).

Tabela 7.16 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento médio de cada cultura.

Culturas	Cenários	TRH anual (€/ha)	Peso no rendimento da cultura (%)
<b>Arroz</b>	Cenário 1 (BAU)	62,79	4,78
	Cenário 6	301,45	22,94
<b>Milho</b>	Cenário 1 (BAU)	44,85	2,64
	Cenário 6	215,32	12,67
<b>Tomate</b>	Cenário 1 (BAU)	26,91	0,43
	Cenário 6	129,19	2,05

No cenário 6, o valor da TRH calculada para uma campanha representa 22,94% do rendimento da cultura, correspondendo a um peso que já se considera elevado para uma taxa deste tipo, por mais que este possa ser um valor adequado a aplicar para a repercussão do custo de escassez (Figura 7.8). No entanto, para culturas de arroz e lameiros, o valor da componente A é reduzido de 90%, pelo que a taxa calculada para o cenário 6 passaria a rondar os 76 euros anuais. Mesmo considerando a redução, este cenário já provoca um pequeno incentivo no produtor.

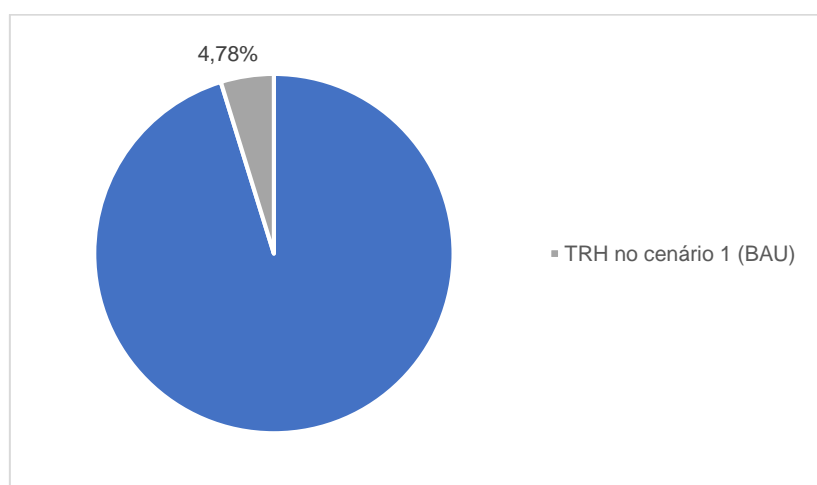


Figura 7.7 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de arroz (cenário 1).

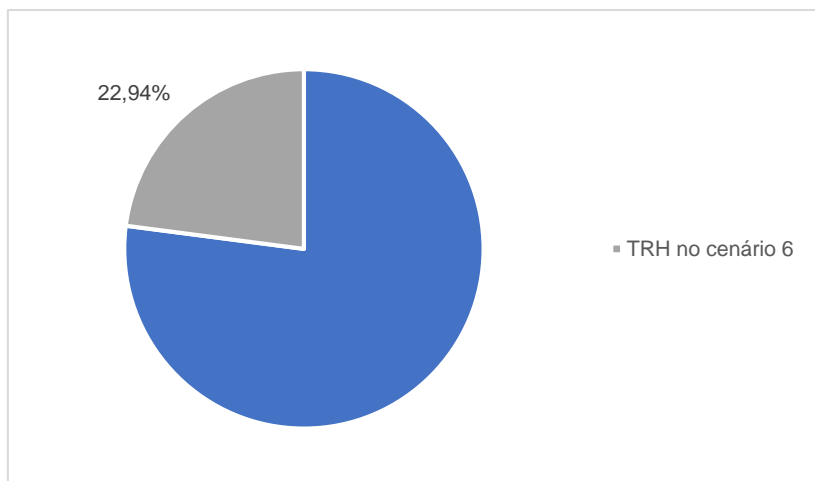


Figura 7.8 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de arroz (cenário 6).

No caso de uma cultura de milho, o valor da TRH para o cenário 1 representa 2,64% do valor total do rendimento da cultura. No cenário 6, o valor da TRH calculada para uma campanha representa 12,67% do rendimento da cultura. Devido ao coeficiente de eficiência estabelecido, a taxa por campanha beneficia, por exemplo, de uma redução de 25%. No entanto, tal como na cultura de arroz, o peso verificado já se considera elevado para uma taxa deste tipo, pois mesmo que se considere a redução, a taxa ainda ronda os 162 € por hectare, pelo que este cenário já passa a incentivar o produtor a um consumo sustentável.

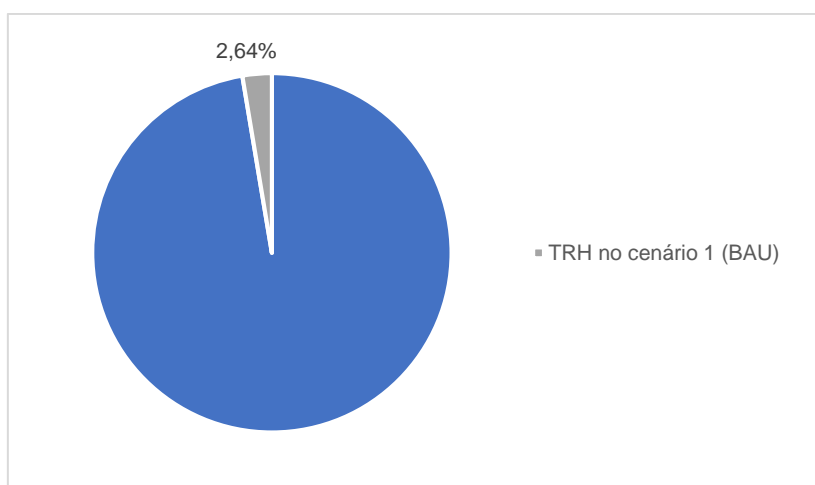


Figura 7.9 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de milho (cenário 1).

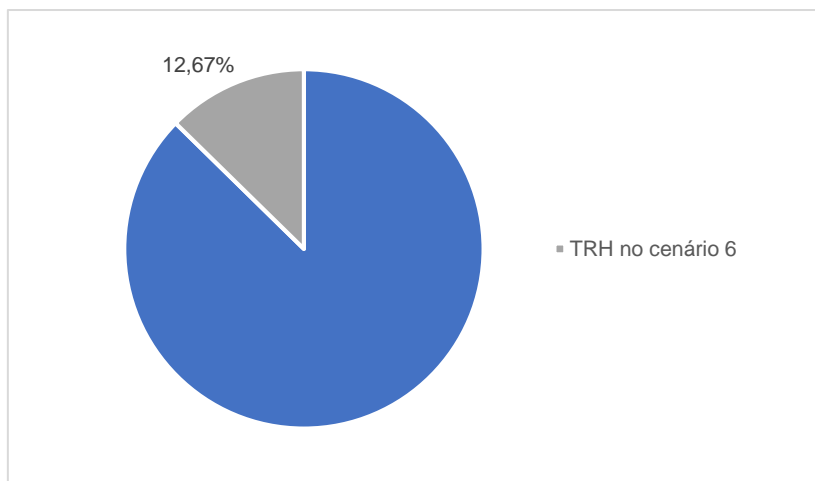


Figura 7.10 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de milho (cenário 6).

Por fim, no caso de uma cultura de tomate, o valor da taxa para o cenário 1 representa 0,43% do valor total do rendimento da cultura (Figura 7.11). No cenário 6, o valor da TRH calculada para uma campanha representa 2,05% do rendimento da cultura, sendo este um peso que aparenta ser comportável pelos produtores (Figura 7.12). À parte das reduções e isenções existentes para a componente *A* e *U*, esta cultura também beneficia da redução de 25% devida ao coeficiente de eficiência.

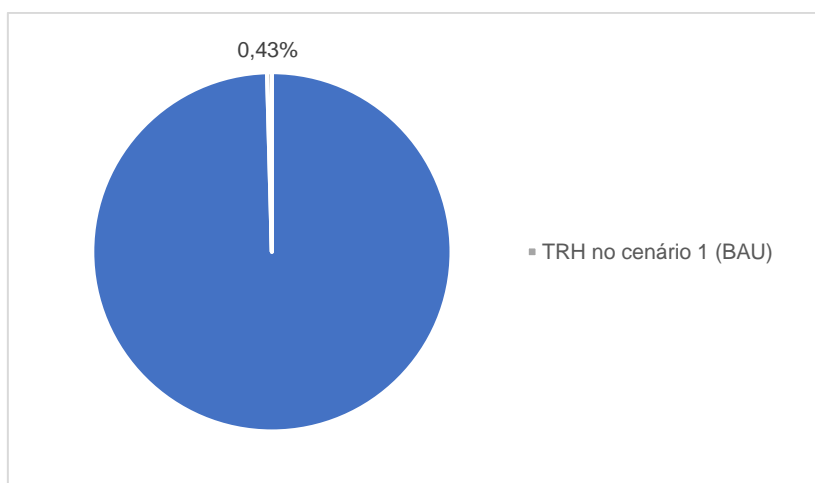


Figura 7.11 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de tomate (cenário 1).

Verificados os pesos da TRH, para cada um dos cenários, e para cada uma das culturas, constata-se que o peso da taxa aumenta significativamente no geral das culturas, caso seja aplicado o cenário mais penalizador.

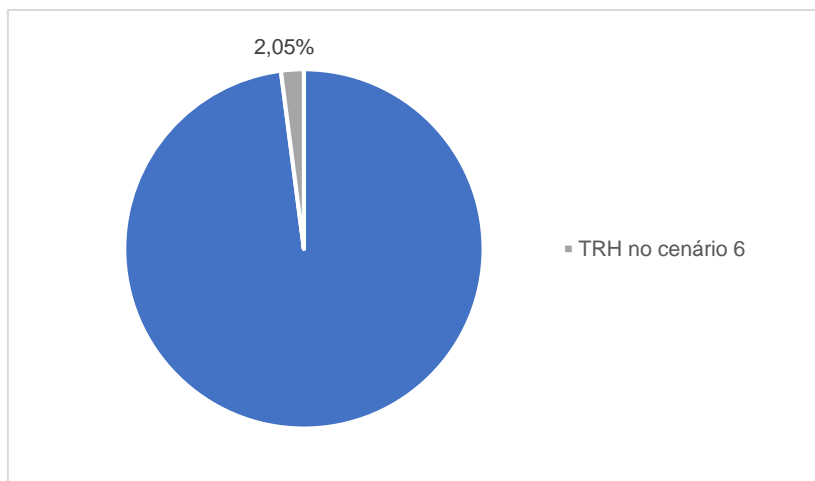


Figura 7.12 - Consumo agrícola: peso da TRH no rendimento de uma cultura de tomate (cenário 6).

Comparativamente às culturas de arroz e milho, a cultura de tomate consegue maior produtividade por hectare e assim um maior rendimento. Com um maior rendimento por hectare é previsível que o valor anual da TRH, mesmo aplicando o cenário 6, não tenha um grande destaque. Ainda que o valor da taxa possa ser comportável, e mesmo com as reduções existentes, o produtor deve procurar a máxima eficiência no regadio, reduzindo também os consumos ao essencial.

Ainda no caso particular da cultura de tomate, esta é a cultura que tem menores necessidades de água por hectare e que, ainda assim, consegue ter maior produtividade, levando a um maior rendimento por hectare.

Dado que o objetivo do produtor agrícola é atingir o maior rendimento e lucro possível, é importante considerar as questões económicas relacionadas com a produtividade da água, considerando-se a produtividade económica da água como a relação entre o valor monetário da produção atingida pela cultura (unidade monetária) e o uso total da água, em  $m^3$ . O valor monetário médio da produção de cada cultura a utilizar é o correspondente ao rendimento médio, anteriormente calculado na Tabela 7.15.

Utilizando os valores da Tabela 7.15 e os valores da Tabela 7.2 é então possível calcular a produtividade económica da água nas culturas em causa (Tabela 7.17).

Tabela 7.17- Produtividade económica da água nas culturas de arroz, milho e tomate.

Culturas	Produtividade económica da água ( $€/m^3$ )
Arroz	0,09
Milho	0,17
Tomate	1,05

Estes valores assemelham-se aos valores obtidos no estudo de Brito (2012), sendo que as diferenças existentes se podem justificar pelas regiões distintas em que se encontram as mesmas culturas.

Através da leitura da tabela, a cultura de tomate, sendo a mais rentável, é também a cultura onde a produtividade da água é maior. Como tal, das culturas em estudo, é esta a única que poderá acomodar mais facilmente um aumento da TRH, segundo os cenários propostos.

No caso das culturas de arroz e milho, um aumento da TRH poderá levar a casos em que o regadio deixa de ser rentável, devido ao baixo rendimento das culturas e à reduzida produtividade da água. Estas culturas têm como opção apostar em melhorias na eficiência da rega para criar valor acrescentado à produção, investimento que é retornado através do aumento da produção ou mesmo do aumento da poupança de água.

No geral, mesmo adotando o cenário mais penalizador para o consumidor, o valor anual a pagar pela TRH é reduzido, sendo também reduzido o incentivo a consumos mais comedidos. Ainda assim, o balanço é positivo pois este cenário reflete o custo da escassez através dos coeficientes de escassez, aumentando-os e aplicando-os também à componente  $U$ , e ainda através do aumento dos valores base para valores mais justos.

Salvo nos casos do consumo doméstico (comparativamente à fatura anual) e do consumo agrícola (culturas de arroz e milho, comparativamente ao rendimento por campanha), em que a TRH passa a ter um peso considerável para os utilizadores, nos restantes consumos, o peso da taxa no cenário 6 é muito mais baixo, estando em duas situações abaixo de 1%.

Uma vez que a TRH atual não dá um incentivo significativo aos consumidores para moderarem os seus consumos, é importante a adoção de alterações na sua formulação. Mesmo com a adoção de um cenário que leva a custos que rondam o triplo do atual, o impacto para o geral dos consumidores é ainda reduzido, com algumas exceções, pois mesmo considerando as reduções e isenções aplicáveis, neste cenário existem culturas em que o peso da taxa se torna significativo devido ao baixo rendimento e aos elevados consumos existentes.

Através do cenário 6 ou de outro semelhante, é urgente criar alterações que passem principalmente pela adoção de diferentes coeficientes de escassez e pela sua aplicação à componente  $U$ . Só deste modo a TRH poderá internalizar os custos de escassez corretamente, levando à consciencialização dos utilizadores para a correta e moderada utilização dos recursos hídricos, poupando também no valor a pagar.



## 8. Conclusões

### 8.1 Síntese e balanço do trabalho desenvolvido

A água é um recurso essencial a todas as formas de vida e, como tal, existe atualmente uma grande preocupação com a sua proteção e conservação face aos problemas de quantidade e qualidade de água doce disponível.

Na gestão dos recursos hídricos, de modo a evitar problemas como a escassez de água, são utilizados instrumentos económicos e financeiros para atuar de forma a alcançar os objetivos e as medidas propostas nos planos de recursos hídricos. Para tal, os instrumentos económicos necessitam de uma base robusta que permita que os seus incentivos sejam aceites como justos e que conduzam à pretendida alteração de comportamentos.

No que respeita à caracterização da escassez de água, essa base deve ser suportada por um conjunto de índices ou indicadores, ou um único apenas numa fase inicial, que caracterize as diferentes componentes relevantes para a caracterização da escassez, considerando a dimensão espacial e temporal.

Após a revisão dos índices e indicadores utilizados na avaliação da escassez de água, verificou-se que todos têm vantagens e inconvenientes, embora uns tenham mais desvantagens que outros, e principalmente, maior nível de complexidade.

O índice de escassez *WEI* + é atualmente o único índice utilizado na avaliação da escassez em Portugal, sendo também o mais recente. Um dos pontos positivos deste índice é incorporar, no cálculo da vulnerabilidade, as situações de escassez, os retornos ao meio hídrico e os caudais ecológicos.

Não é um índice muito complexo. É até fácil de calcular tendo as variáveis necessárias, porém, sendo as séries de dados baseadas em estimativas, os elementos necessários para o cálculo das disponibilidades são considerados muito difíceis de avaliar de forma consistente.

Apesar de ser um índice bem estruturado, sobressaem críticas como as incertezas existentes no cálculo da captação total e a complexidade de análise dos retornos. Embora permita identificar potenciais situações de escassez, de acordo com os PGRH, a avaliação efetuada a nível das necessidades e disponibilidades demonstra a importância da escala de análise.

A TRH, como instrumento económico utilizado no caso português, atua como um incentivo à utilização sustentável da água, através da adequação tecnológica e de comportamentos, tendo como objetivo primordial a proteção dos recursos hídricos. Apesar de ser revelada nos PGRH a existência de uma eventual ligação da TRH a um índice de escassez, nomeadamente a consideração de um índice de escassez na formulação dos coeficientes de escassez definidos na sua componente A, este não é conhecido. No entanto, qualquer informação que vier a ser disponibilizada pode ser facilmente integrada na análise.

Para além do foco principal na TRH, foram revistos outros tipos de instrumentos económicos de gestão da água e da respetiva escassez que têm vindo a ser concebidos e aplicados, como os direitos de uso de água e os mercados de água. O mecanismo por detrás dos mercados de água fez deste instrumento um caso de sucesso na Austrália, sendo ponderada a sua utilização também em outros países em situação de escassez, como a Califórnia.

Dando especial atenção ao caso português, foi revista toda a legislação base envolvida na gestão dos recursos hídricos, desde a DQA aos mais recentes PGRH. Foi também sintetizada a situação hídrica nacional, onde são contabilizadas as necessidades e disponibilidades hídricas para cada BH.

De um modo geral e através dos mais recentes dados existentes analisados, verifica-se que nenhuma das BH está em situação de escassez grave. Encontram-se em situação de escassez moderada as BH das Ribeiras do Oeste, Sado, Mira, Guadiana e Ribeiras do Algarve.

Nas bacias das Ribeiras do Oeste, Sado, Mira e Guadiana, a indústria, o abastecimento urbano, o setor energético e, principalmente, a agricultura são os setores que mais água consomem. Na bacia das Ribeiras do Algarve o panorama é ligeiramente diferente, pois para além dos consumos do abastecimento urbano, são também significativos os consumos no setor turístico.

No entanto, os valores analisados podem não corresponder exatamente à realidade uma vez que o *WEI* + não inclui no seu cálculo a capacidade de armazenamento existente em cada região ou BH. Esta é uma necessidade particularmente importante, uma vez que em vários meses consecutivos de 2017 se tem verificado a diminuição na quantidade de água armazenada nas albufeiras de Portugal Continental, segundo o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH).

No mês de setembro, o Sistema contabilizou que, das 60 albufeiras monitorizadas, três apresentam disponibilidades hídricas superiores a 80% do volume total e 23 têm disponibilidades inferiores a 40% do total (dados comunicados pela Associação Sistema Terrestre Sustentável Zero ao Diário de Notícias). Desta forma, a situação de escassez contabilizada pelo índice *WEI* + em 2015, ainda que esteja desatualizada relativamente ao contexto atual, pode estar a ser subvalorizada devido ao índice não ter em consideração a capacidade de armazenamento de cada BH no seu cálculo.

Uma vez explorada a legislação base da gestão dos recursos hídricos em Portugal, incluindo o diploma do REF, que revela toda a estrutura e modo de aplicação da TRH, consegue-se ter uma ideia do resultado da sua aplicação. No que diz respeito a receitas obtidas, a taxa arrecadou, no ano de 2014, cerca de 27 milhões de euros. Para esse total contribuiu maioritariamente o setor doméstico (abastecimento público) e o setor industrial. O valor obtido do setor industrial deve-se à vasta quantidade de água consumida na produção industrial, já o valor obtido do setor doméstico deve-se à quantidade de utilizadores e aos valores base significativamente mais elevados do que nos restantes setores utilizadores.

Contrariamente, a contribuição do setor agrícola (rega) para a TRH revela-se muito baixa, também devido aos valores base, mas neste caso por serem demasiado baixos. Neste setor são também visíveis falhas na contabilização, da contribuição da RH1 por exemplo, que é nula.

A RH5 é a região que mais contribui para a TRH, apresentando uma contribuição de 38% no total do continente. Este valor deve-se, em muito, à concentração dos consumidores domésticos e dos serviços na Área Metropolitana de Lisboa.

Segundo a avaliação das receitas por componente, verifica-se que é a componente A, correspondente à captação, que mais contribui para as receitas gerais da TRH, arrecadando 46% das suas receitas totais. Apesar dos valores elevados, ainda há a considerar que os valores arrecadados pela componente A deveriam ser superiores, uma vez que os coeficientes de escassez não se adequam à situação atual.

A modelação da taxa partiu da ligação indispensável de um índice de escassez ( $WEI +$ ) aos coeficientes propostos num intervalo de 1 a 2 (contrariamente ao definido na legislação), avaliando seis diferentes cenários para cada BH e para o consumo doméstico, industrial e agrícola.

O cenário 1 corresponde ao cenário atual, calculado com os coeficientes de escassez definidos por lei e com os valores base definidos para o ano de 2017. Neste cenário, a TRH calculada apresenta-se bastante semelhante a nível nacional, com valores anuais tão baixos para os vários tipos de consumo, de tal modo que, acrescentando ainda as isenções e reduções previstas na lei, é bastante previsível que os consumidores não se sintam incentivados a modificar os seus consumos de forma a atender à escassez existente.

O cenário 2 já envolve os coeficientes de escassez propostos de 1 a 2, aplicados também à componente U. O cenário 3 adota coeficientes com um intervalo mais amplo (1-4), sendo também aplicados à componente U. Em ambos os casos, os aumentos vão sendo superiores, internalizando os custos de escassez.

Nos cenários 4 a 6 foi proposto que se duplicassem os valores base de cada componente, experimentando assim aumentos em que os valores anuais da taxa podem chegar a ser até cerca de cinco vezes maiores que os valores atuais, calculados no cenário 1.

Para concluir com exatidão o impacto da taxa e dos respetivos cenários nos diferentes tipos de consumo, verificou-se também o peso que esses aumentos têm, comparativamente à fatura anual da água, no caso dos consumidores domésticos e aos rendimentos anuais, no caso dos consumidores industriais e agrícolas.

A abordagem cenário atual *versus* cenário 6 permitiu chegar à conclusão de que o peso da TRH é reduzido, tanto no cenário atual, como no cenário mais penalizador para os consumidores, com algumas exceções. No cenário 1, é na fatura do consumo doméstico que a TRH apresenta maior peso (2%). No cenário 6 este peso aumenta para 6,30%, passando a ser relativamente elevado

para o consumidor doméstico. Comparativamente ao rendimento anual de uma família portuguesa, a mesma taxa traduz-se num peso inferior a 1%, em qualquer um dos cenários.

Relativamente aos restantes consumos, no cenário 1 o peso da taxa nos rendimentos, quer industriais quer agrícolas, são também inferiores a 1%, com exceção das culturas de milho e arroz, que têm elevados consumos de água e baixa produtividade. Nestas culturas, e no cenário 6, a TRH tem um peso entre os 13 e os 23%, aproximadamente.

A TRH, como instrumento fundamental da gestão da água, e para que resulte, pelo menos relativamente à componente da captação, deve confrontar o utilizador com os custos e benefícios inerentes à utilização da água em situações de escassez. Como tal, necessita de várias alterações a nível estrutural.

No global, o cenário 6 pode ser uma boa opção a adotar visto conjugar três propostas: o aumento dos coeficientes para valores mais representativos (num intervalo de 1 a 4), consoante o índice *WEI* +, o aumento dos valores base de cada componente e a aplicação dos coeficientes também à componente *U*.

Comparativamente ao cenário atual, este consegue internalizar o custo da escassez, embora o impacte e o incentivo verificado nos setores utilizadores seja ainda reduzido, com exceção do setor doméstico e das culturas de milho e arroz.

## 8.2 Principais resultados

Os principais resultados da modelação são obtidos com base na ligação do índice *WEI* + à TRH, estabelecida inicialmente, que permitiu que a taxa passasse a internalizar o custo da escassez atual. Com os coeficientes propostos são calculados seis cenários, por BH, resultando o valor que os utilizadores vão pagar pela taxa. O cenário 1 revela que os valores pagos atualmente são muito semelhantes (iguais no caso do consumo agrícola) em todas as bacias devido aos coeficientes atualmente em vigor.

Com as modificações efetuadas cenário a cenário, os valores tornam-se mais elevados, embora esse aumento só se torne apelativo nos dois últimos, destacando o cenário 6. Neste cenário propõe-se o uso de coeficientes de escassez num intervalo de 1 a 4 (nas bacias classificadas como tendo maior nível de escassez, por exemplo, a TRH é calculada com um coeficiente de 2,8), obtendo valores já distanciados para cada BH, e que podem chegar a ser até cinco vezes mais elevados que os valores atuais (cenário 1).

Ainda em comparação com o cenário 1, no caso dos consumidores domésticos, o valor da TRH apenas triplica. No cenário 1, considerando a BH do Tejo, os consumidores pagam uma taxa anual de 4,29 €, e no cenário 6 esse valor passa a ser de 13,50 €.

No caso do consumo industrial, e considerando a mesma bacia, no cenário 1 o valor anual a pagar ronda os 15 mil euros, e no cenário 6 passa a rondar os 46 mil euros.

No consumo agrícola o valor da taxa aumenta de 58 para 194 €/ha anuais, no caso de uma cultura de arroz, de 42 para 138 €/ha no caso de uma cultura de milho, e de 25 para 83 € no caso de uma cultura de tomate (considerando ainda a BH do Tejo).

Do total de cenários calculados, opta-se pelo cenário 6 para uma futura reformulação na TRH devido à conjugação de três propostas que se julgam necessárias: o uso dos coeficientes de escassez num intervalo superior (1 a 4); a sua aplicação também à componente *U*; e o aumento dos valores base de cada componente.

Como tal, é com base nesse cenário (comparativamente ao cenário 1) que se calcula o impacto da TRH nos consumidores, verificando a que peso correspondem os aumentos decorrentes do cenário 6, relativamente a rendimentos anuais ou faturas anuais pagas pelos consumidores.

No caso do consumo doméstico, considerando uma fatura anual de 214,44 €, o peso da TRH atual é de 2%. No cenário 6, o peso triplica, passando a ser de 6,30%. Este valor já pode ser considerado significativo, uma vez que na fatura há ainda lugar a outras taxas e parcelas a pagar. Importa assim verificar o peso da TRH tendo em conta também o rendimento familiar.

Considerando um rendimento médio anual de 28 737 €, o peso da TRH é sempre inferior a 1%, quer no cenário atual, quer no cenário 6. O mesmo acontece no caso do consumo industrial, com um peso de 0,04% no cenário 1 e de 0,12% no cenário 6, comparativamente a um volume de negócios anual de 38 milhões de euros.

No consumo agrícola, tendo em conta os dados de produção da ABCaia, o peso da TRH é diferente em cada uma das culturas selecionadas. No caso do tomate, o peso da taxa no rendimento é inferior a 1% no cenário atual, mas corresponde a 2% cenário 6.

Sendo a cultura de tomate a mais rentável, e a que tem também maior produtividade de água, das três culturas selecionadas esta é a única que pode acomodar mais facilmente um aumento da TRH, segundo o cenário 6 ou qualquer outro.

Considerando a bacia do Guadiana, nas culturas de arroz, devido aos elevados consumos de água, o peso da taxa no cenário 6 é aproximadamente cinco vezes superior ao peso atual (4,78%). O mesmo acontece com as culturas de milho, passando de um peso de 2,64% no cenário 1, para um peso de 12,67% no cenário 6. Estas culturas têm um rendimento baixo, comparativamente a uma cultura de tomate, resultando numa baixa produtividade de água. Devido aos elevados consumos, um dos objetivos para estas culturas deverá ser a aposta em melhorias de eficiência na rega.

Através da análise dos resultados por cenário, conclui-se que, no geral, o peso da taxa nos consumidores é reduzido, salvo no caso do consumo doméstico, por exemplo, em que os consumos médios não são elevados e mesmo assim o peso anual da TRH é algo significativo, pelo menos quando comparado com o total da fatura da água. Nas culturas de milho e arroz o peso também é elevado, devido aos elevados consumos de água e ao baixo rendimento das culturas por hectare.

No entanto, o cenário 6 seria uma boa opção a adotar, podendo alternativamente servir como base para uma nova proposta, pois mesmo sem causar um impacto significativo nos utilizadores, consegue internalizar o custo da escassez atual.

### 8.3 Cumprimento do objetivo

A dissertação foi realizada com base em dois objetivos: o primeiro pretendia explorar o potencial de ligação dos coeficientes de escassez da TRH a um, ou vários, índices ou indicadores de escassez, de modo a garantir uma fundamentação mais robusta dos valores a adotar, estabelecendo uma proposta de modelação da TRH que visa também melhorar a internalização da escassez, e o segundo pretendia avaliar o efeito da modelação da TRH nos diversos tipos de utilizações, avaliando o incentivo da taxa para influenciar as decisões de consumo de água. Estes objetivos foram cumpridos através da modelação da TRH, estabelecida no capítulo 7.

O índice de escassez utilizado na modelação corresponde ao índice atualmente utilizado em Portugal e na Europa, e foi eficazmente ligado à TRH através da atribuição de um coeficiente de escassez a cada um dos intervalos de valores definidos no índice. Este processo repetiu-se para diferentes coeficientes de escassez, consoante o cenário em causa.

A modelação da taxa através de seis diferentes cenários foi bem-sucedida, conseguindo-se alterações significativas comparativamente aos valores pagos atualmente. No desenvolvimento da modelação deparou-se com alguma complexidade inerente aos diferentes tipos de consumo, que foi ultrapassada optando por um consumo doméstico específico, por uma indústria específica e por três diferentes culturas agrícolas, todos com localizações distintas.

O impacto e incentivo da taxa nos diferentes tipos de consumo foi eficazmente calculado através do peso que a taxa teria nos rendimentos da indústria, das culturas agrícolas e das famílias portuguesas, e ainda na fatura anual da água, no caso do consumo doméstico.

Através de várias propostas de alteração foi possível internalizar eficazmente os custos de escassez, porém, e com algumas exceções, a taxa apenas cria um pequeno incentivo nas decisões dos utilizadores sobre os seus consumos de água.

De forma geral, foi possível analisar os valores pagos atualmente pelos três tipos de consumidores, e compará-los com o que poderão passar a pagar com a reformulação da taxa.

Concluindo, considera-se que a dissertação respondeu com sucesso às questões para as quais foi formulada, e espera-se que algum dos cenários propostos possam, em parte, contribuir para a reformulação da TRH, atendendo à escassez de água atual e às decisões nos consumos dos seus utilizadores.

### 8.4 Desenvolvimentos futuros

A área da gestão de água em Portugal é vasta e tem ainda muitas matérias para explorar e analisar.

No caso particular do índice *WEI* +, e tendo em conta as atuais críticas, existe a possibilidade de desenvolver uma ligação com outros índices, conjugando-os, de forma a poderem revelar de forma mais eficaz a escassez em cada bacia ou sub-bacia hidrográfica. Existirão sempre pontos onde o índice não será tão eficaz, no entanto, deve ser sempre efetuada uma pesquisa pela melhor combinação, que gere uma maior eficácia na avaliação da escassez existente.

Ainda sobre o índice *WEI* +, é importante que a dimensão temporal da série de dados utilizada no índice seja a mais adequada para uma caracterização da escassez que apoie a definição dos coeficientes de escassez. Como tal, sugere-se que o valor do índice a considerar seja uma média móvel, amortecendo variações pontuais da escassez, de modo a sinalizar, sobretudo, as tendências de médio e longo prazo da escassez que devem ser atendidas para decisões sobre, por exemplo, a concessão de direitos de utilização da água, ou o planeamento da localização de atividades intensivas no uso da água no território.

Relativamente à TRH, existe uma questão que já vem de 2008, e que se refere aos coeficientes de escassez. Estes são atualmente definidos por conjuntos de bacias hidrográficas, representando muito superficialmente a realidade no que toca à escassez de água, uma vez que na área de uma bacia existirão certamente situações hídricas distintas. Deste modo, a situação hidrológica é subavaliada, podendo penalizar os utilizadores.

No ponto 4 do artigo 7.º do DL n.º 97/2008, alterado pelo ponto 4 do artigo 17.º da Lei n.º 82-D/2014 de 31 de dezembro e da Lei n.º 42/2016 de 28 de dezembro, é referido que “quando estiver feita a delimitação de sub-bacias hidrográficas, nomeadamente no quadro dos planos de gestão de bacia hidrográfica, pode determinar-se a aplicação de coeficientes de escassez diferenciados a cada uma delas, devendo esses coeficientes variar entre 1 e 1,5, nos termos a fixar em portaria a aprovar pelo membro do Governo responsável pela área do ambiente”.

Os Planos de Gestão de Região Hidrográfica de Portugal Continental para o período 2016-2021, que deveriam conter já os coeficientes de escassez por sub-bacia, já se encontram finalizados e aprovados pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 52/2016, de 20 de setembro, retificada e republicada pela Declaração de Certificação n.º 22-B/2016, de 18 de novembro.

De modo a cumprir a legislação, e não existindo ainda nenhuma informação pública, sugere-se como desenvolvimento futuro, a definição dos coeficientes de escassez diferenciados por sub-bacia hidrográfica, para que possam posteriormente ser ligados ao índice escassez *WEI* +.

No caso da TRH e, em particular, da modelação efetuada neste estudo, sugere-se ainda a possibilidade de desenvolvimento de mais cenários para além dos seis calculados neste estudo, uma vez que existem sempre questões específicas a tratar, como o desequilíbrio dos valores base definidos para cada tipo de consumidor. Seria igualmente interessante e útil analisar qual será o ajustamento necessário no consumo de cada setor estudado, em cada cenário, de forma a manter o mesmo nível de despesa após as alterações no preço da água.



## Referências bibliográficas

- Aarhusvand (2017). Takster 2017. Disponível em <https://www.aarhusvand.dk/globalassets/filer/erhverv/2017-arhus-vand-samlet-takstblad.pdf>, acessado a 1 de dezembro de 2017.
- ABCaia (Associação de Beneficiários do Caia) (2017). Comunicação escrita enviada por e-mail (dados relativos às culturas de arroz, tomate e milho).
- Ahluwalia, P. (2012). Comprehensive Water Stress Indicator. TATA Consulting Engineers Limited, 2012 International SWAT Conference 18-20 July, New Delhi, India.
- Alcamo, J., Henrichs, T. & Rosch, T. (2000). World Water in 2025: Global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. Kassel World Water Series Report No. 2, Center for Environmental Systems Research, Germany: University of Kassel, pp. 1-49.
- Almeida, M. P. (2013). Avaliação do Impacte económico da aplicação da Taxa de Recursos Hídricos na Indústria Têxtil localizada na Bacia Hidrográfica do Ave. Dissertação submetida para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Ramo de Gestão, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Andrade, F. (2013). Contributo para a Utilização Sustentável de Água na Marina de Cascais - Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente) (2010). Relatório Sobre Instrumentos Económicos Ambientais 2010.
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente) (2014). Guia de apoio sobre a titularidade dos Recursos Hídricos. Departamento do Litoral e Proteção Costeira – APA.
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente) (2016b). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico, Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve. Planos de Gestão de Região Hidrográfica 2016-2021 (2.º ciclo).
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente). (2016a). Relatório de Estado do Ambiente 2016.
- Araújo, F. (2013). Gestão da Água como um Bem Económico: aplicação de Instrumentos Económicos. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Augusto, B. (2008). Economia do Ambiente e dos Recursos Naturais. Conteúdo apresentado nas aulas teóricas de População, Recursos e Ambiente, da Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Disponível em [https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779572130700/aula\\_economia\\_ambiental\\_18\\_12\\_2008.pdf](https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779572130700/aula_economia_ambiental_18_12_2008.pdf), acessado a 27 de junho de 2017.
- Banwait, M., Knudsen, M. & Hinzl, A. (2017). Australia' Water Market. Trabalho realizado para a cadeira de Economia do Ambiente do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Lisboa.
- Bilgin, P., Williams, P.D., Sekiguchi, M., Galbraith, J.K., Inayatullah, S.T., Wiener, J., Schrire, R.A. and Murphy, I.L. (2010). Global Security and International Political Economy – Vol. 5. EOLSS Publications, ISBN: 1848263422.
- Bleninger, T. & Kotsuka, L. K. (2015). Conceitos de água virtual e pegada hídrica: estudo de caso da soja e óleo de soja no Brasil. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Revista Recursos Hídricos, vol. 36, No.1, pp.15-24.
- Brito, A. (2012). Evolução da produtividade da água nas principais culturas dos Aproveitamentos Hidroagrícolas da Região Hidrográfica do Tejo. Programa Doutoral em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável, 3ª Edição. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e Universidade Nova de Lisboa em parceria com Universidade de East Anglia.
- Brown, A. & Matlock, M. D. (2011). A Review of Water Scarcity Indices and Methodologies. University of Arkansas: The Sustainability Consortium, White Paper 106.

- Budapest Waterworks (2017). Water tariffs. Disponível em [http://vizmuvek.hu/en/customer-service/water\\_tariffs](http://vizmuvek.hu/en/customer-service/water_tariffs), acessado a 11 de agosto de 2017.
- CCE (Comissão das Comunidades Europeias). (2007). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu e ao Conselho - Enfrentar o desafio da escassez de água e das secas na União Europeia.
- CFRV (Comissão para a Reforma da Fiscalidade Verde) (2014). Relatório Preliminar.
- Charrua, H. (2014). Desertificação e Reversibilidade dos Problemas de Desertificação. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Arquitetura Paisagista. Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.
- Chong, H. & Sunding, D. (2006). Water Markets and Trading. Annual Review of Environment and Resources, No. 31, pp. 239-264, Cornell University, School of Hospitality Administration.
- CIRCABC (Communication and Information Resource Centre for Administrations, Businesses and Citizens) (2012). Update on Water Scarcity and Droughts indicator development. Water Scarcity and Drought Expert Group. Disponível em [https://circabc.europa.eu/sd/d/4d22ad88-707e4856af63253353c7eed8/1\\_Update%252520on%252520Water%252520Scarcity%252520and%252520Droughts%252520indicator%252520development%252520May%2525202012.doc](https://circabc.europa.eu/sd/d/4d22ad88-707e4856af63253353c7eed8/1_Update%252520on%252520Water%252520Scarcity%252520and%252520Droughts%252520indicator%252520development%252520May%2525202012.doc), acessado a 5 de junho de 2017.
- Damkjaer, S. & Taylor, R. (2017). The measurement of water scarcity: Defining a meaningful indicator. *Ambio*. Vol. 46(5), pp. 513-531.
- Dinse, K. (2012). Climate Variability and Climate Change – What is the difference? Michigan Sea Grant, University of Michigan and Michigan State University.
- EC (European Commission) (s.d.) Member States with charges/taxes for the provision/use of freshwater for aquaculture. Disponível em [https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/body/water-charges-tables\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/body/water-charges-tables_en.pdf), acessado a 11 de agosto de 2017.
- EEA (European Environment Agency) (2005). Effectiveness of urban wastewater treatment policies in selected countries: an EEA pilot study, EEA Report No. 2/2005, Luxembourg.
- EEA (European Environment Agency) (2005). The European Environment – State and Outlook 2005. Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) (2009). Water Resources across Europe-confronting water scarcity and drought. EEA Report No 2/2009. ISSN 1725-9177. Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) (2013). Results and lessons from implementing the Water Assets Accounts in the EEA area. From concept to production. EEA Technical report No 7/2013.
- EPI Water (2011). Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe – WP3 Ex-Post Case Studies: Water Resource Fee – Hungary. A review report prepared under contract from the European Commission. Disponível em [http://www.feem-project.net/epiwater/docs/d32-d6-1/CS5\\_Hungary.pdf](http://www.feem-project.net/epiwater/docs/d32-d6-1/CS5_Hungary.pdf), acessado a 10 de agosto de 2017.
- Fael, J. (2017). O Futuro dos Serviços Urbanos de Água em Portugal – IV Jornadas de Engenharia Civil – Água Pública, Instituto Politécnico de Setúbal – Escola Superior de Tecnologia do Barreiro, 22 de março.
- Falkenmark, M. (1989). The Massive Water Scarcity Now Threatening Africa: Why Isn't It Being Addressed? *Ambio*, vol. 18, no. 2, pp. 112–118.
- Fargher, W. (2011). Responding to scarcity: Lessons from Australian water markets in supporting agricultural productivity during drought. National Water Commission, Australian Government. Disponível em <http://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/49192129.pdf>, acessado a 25 de junho de 2017
- Frontier Economics (2008). The concept of 'virtual water' — a critical review. Report Prepared for the Victorian Department of Primary Industries. Disponível em <http://www.frontier-economics.com.au/documents/2014/06/concept-virtual-water-critical-review.pdf>, acessado a 10 de agosto de 2017.

GBE & DEC (Green Budget Europe and the Danish Ecological Council) (2015). Successful environmental taxes in Denmark. The Velux Foundations. Disponível em [http://green-budget.eu/wp-content/uploads/The-most-successful-environmental-taxes-in-Denmark-2\\_FINAL.pdf](http://green-budget.eu/wp-content/uploads/The-most-successful-environmental-taxes-in-Denmark-2_FINAL.pdf), acessado a 5 de agosto de 2017.

Gleick, P.H., Burns, W.C.G., Chalecki, E., Cohen, M., Cushing, K.K., Mann, A.S., Reyes, R., Wolff, G.H., Wong, A. (2002). The World's Water 2002-2003: The Biennial Report On Freshwater Resources, Island Press.

Government of the Netherlands (2017). Environmental taxes – Tap water tax. Disponível em <https://www.government.nl/topics/environmental-taxes/water-tax>, acessado a 2 de agosto de 2017.

Grantham, T. & Viers, J. (2014). 100 years of California's water rights system: patterns, trends and uncertainty. Environmental Research Letters, No. 9, 10pp.

Guarino, A.S. (2017). The Economic Implications of Global Water Scarcity. Research in Economics and Management Vol. 2, No. 1, pp. 53-55. ISSN 2470-4393

Heap, C., Kemp-Benedict, E. & Raskin, P. (1998). Conventional worlds: technical description of bending the curve scenarios. Polestar series report. Stockholm Environmental Institute, Bost.

Heidecke, C. (2006). Development and Evaluation of a Regional Water Poverty Index for Benin. International Food Policy Research Institute – Environment and production technology division, EPT Discussion Paper 145.

Henriques, P.D., Branco, M.C., Fragoso, R., Carvalho, M.L.S. (2006). Direito de acesso à água: Princípios Económicos para seu usufruto na agricultura, paper apresentado no VI Encontro de Economistas de Língua Portuguesa, Luanda, Angola.

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K. (2007) - Water Footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. Water Resources Management, vol. 21 (Issue 1), p. 35–48.

Hoekstra, A.Y. (2003). Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Value of Water Research Report Series No. 12, Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE.

Hoekstra, A.Y., Ashok, K.C., Maite, M.A, Mesfin, M.M. (2009). Water Footprint Manual. Enschede: The Water Footprint Network.

Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M. (2011). The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. Earthscan, London.

Hydropolitics Academy (2014). Why water price is so high in Denmark. Disponível em <http://www.hidropolitikakademi.org/en/why-water-price-is-so-high-in-denmark.html>, acessado a 5 de agosto de 2017.

ICWE (International Conference on Water and the Environment) (1992). The Dublin statement and record of the Conference. WMO. Geneva.

IWMI (International Water Management Institute) (2007). Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, Earthscan and IWMI: London.

Julander, R.P. (2012). Water Availability Index. Paper presented in Western Snow Conference 2012, Salt Lake City, UT.

Kummu, M., Ward, P. J., de Moel, H. & Varis, O. (2010). Is physical water scarcity a new phenomenon? Global assessment of water shortage over the last two millennia. Environmental Research Letters, vol. 5, No.3.

Martins, C. (2010). Alterações no padrão intra-anual de precipitação como indício de mudança climática. Dissertação submetida para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.

Mendes, I. (2004). Instrumentos Económicos de Gestão Ambiental - O Caso Português. Artigo apresentado sob a forma de comunicação no Workshop organizado pelo Gabinete de História Económica e Social (GHES), Instituto Superior de Economia e Gestão (ISEG), Universidade Técnica de Lisboa, janeiro de 2004.

- Molden, D. (2007). A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- Monte, H.M. & Albuquerque, A. (2010). Reutilização de Águas Residuais – Série Guias Técnicos, Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos.
- Nixon, S.C., Lack, T.J., Hunt, D.T.E., Lallana, C., and Boshet, A.F. (2000) Sustainable Use of Europe's Water? State, Prospects and Issues. European Environment Agency, Copenhagen.
- NWC (Natural Water Commission) (2011). Water markets in Australia – A Short Story. National Water Commission, Australian Government. Disponível em <http://apo.org.au/system/files/27438/apo-nid27438-101806.pdf>, acessado a 25 de junho de 2017.
- Ohlsson, L. (2000). Water Conflicts and Social Resource Scarcity." *Phys. Chem. Earth*, vol.25, no. 3, pp. 213-220.
- Pedro-Monzonís, M., Solera, A., Ferrer, J., Estrela, T., Arquiola, J.P. (2015). A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management, *Journal of Hydrology*, vol. 527, pp. 482-493.
- Pereira, L. S., Cordery, I. & Iacovides, I. (2009). *Coping with Water Scarcity: Addressing the Challenges*. Earth and Environmental Science, Springer Science & Business Media, ISBN: 1402095791.
- PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento). (2006). Relatório do Desenvolvimento Humano 2006 - A água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial da água.
- Pordata (2017). Rendimento médio disponível das famílias - Quanto dinheiro tem, em média, cada agregado familiar para gastar ou poupar? Disponível em <https://www.pordata.pt/Portugal/Rendimento+médio+disponível+das+famílias-2098>, acessado a 5 de setembro de 2017.
- Ramos Pereira, A., Zêzere, J.L. & Morgado, P. (2004). Os Recursos Naturais em Portugal: Inventariação e Proposta de Um Modelo Geográfico de Avaliação. Centro de Estudos Geográficos, Faculdade de Letras da Universidade de Lisboa.
- Raskin, P., Gleick, P., Kirshen, P., Pontius, G., Strzepek, K. (1997). *Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World - Water Futures: Assessment of Long-Range Patterns and Prospects*. Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden.
- Reigada, M. (2014). Avaliação do Impacto Económico da Aplicação da Taxa de Recursos Hídricos em Distintos Setores Industriais Localizados na Região Hidrográfica do Norte. Dissertação submetida para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Rijsberman, F. (2006). Water scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management*, vol. 80 (Issue 13), pp. 5-22.
- Rodrigues, N., Freitas, F., Luís, S., Sousa, L. P., Alves, F.L., Lillebø, A. I. (2016). Desafios à Gestão da Água no Contexto das Alterações Climáticas: A Perceção de Atores-Chave do Baixo Vouga Lagunar. *Revista Recursos Hídricos*, vol. 37, nº 2, pp. 49-63, outubro de 2016.
- Ruess, P. (2015). Mapping of Water Stress Indicators. CE 394K GIS in Water Resources. Disponível em <http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/giswr2015/TermProject/Ruess.pdf>, acessado a 26 de maio de 2017.
- Sabater, S., Barceló, D. (2010). *Water Scarcity in the Mediterranean: Perspectives Under Global Change*. The Handbook of Environmental Chemistry, vol.8. Springer Science & Business Media, ISBN: 3642039707.
- Sandoval-Solis, S., McKinney, D.C., Loucks, D.P. (2011). Sustainability index for water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, American Society of Civil Engineers, vol. 137 (Issue 5), pp. 381-390.

Saraiva, F. (2010). O Potencial Ecológico no Âmbito da Diretiva-Quadro da Água – Conceitos e Metodologias de Definição. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia e Gestão da Água, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Schäfer, P.J. (2012). Human and Water Security in Israel and Jordan, SpringerBriefs in Environment, Security, Development and Peace, vol.3, Springer Science & Business Media, ISBN 3642292992.

Smakhtin, V., Revanga, C. & Doll, P. (2004). Taking into Account Environmental Water Requirements in Global-scale Water Resources Assessments. Comprehensive Assessment Research Report 2. Colombo, Sri Lanka: Comprehensive Assessment Secretariat. ISBN 92-9090-542-5.

Sullivan, C. (2002), Calculating a Water Poverty Index, World Development vol. 30, Elsevier Science, No. 7, pp. 1195–1210.

Sullivan, C.A., Meigh, J.R., Giacomello, A.M., Fediw, T., Lawrence, P., Samad, M., Mlote, S., Hutt, C., Allan, J.A., Schulze, R.E., Dlamini, D.J.M., Cosgrove, W.J., Delli Priscoli, J., Gleick, P., Smout, I., Cobbing, J., Calow, R., Hunt, C., Hussain, A., Acreman, M.C., King, J., Malomo, S., Tate, E.L., O'Regan, D., Milner, S., Steyl, I., (2003). The water poverty index: development and application at the community scale. Natural Resources Forum, vol. 27, pp. 189–199.

The Water Project (2006). Two Types of Water Scarcity: One is easier to solve than the other. Disponível em [https://thewaterproject.org/water-scarcity/water\\_scarcity\\_2](https://thewaterproject.org/water-scarcity/water_scarcity_2), acessado a 13 de junho de 2017.

Unicer (2016). Relatório de Gestão de 2016. Disponível em [https://www.unicer.pt/images/relatorios/rs\\_unicer\\_2016\\_flipviewer.pdf](https://www.unicer.pt/images/relatorios/rs_unicer_2016_flipviewer.pdf), acessado a 5 de setembro de 2017.

UNWWDR (United Nations World Water Development Report), (2003). Water for People, Water for Life. UNESCO, Paris, France.

Vieira, J. (2003). Gestão da Água em Portugal. Os Desafios do Plano Nacional da Água. Universidade do Minho, Departamento de Engenharia Civil, nº 16.

Vivas, E. (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.

Vivas, E., & Maia, R. (2008). Avaliação de Situações de Seca e Escassez de Água em Portugal Continental - Utilização de indicadores. 9º Congresso da Água, Porto.

Walker, A. (2015). What Are Water Rights? – Giz Explains. Disponível em <http://gizmodo.com/what-are-water-rights-1696881723>, acessado a 17 de junho de 2017

Water Board of Lemosos (2017). Water Rates. Disponível em <http://www.wbl.com.cy/en/page/water-rates>, acessado a 1 de dezembro de 2017.

Waternet (Waterschap amstel gooi en vecht gemeente amsterdam) (2017). Tap water rates – Tap water tax. Disponível em <https://www.waternet.nl/en/service-and-contact/tap-water-rates/tap-water-tax/>, acessado a 2 de agosto de 2017.

WRI (World Resources Institute) (2000). Pilot Analysis of Global Ecosystems – Freshwater Systems. ISBN: 1-56973-460-7

WSM (WaterStrategyMan) (2004). Indicators and Indices for decision making in water resources management, January-March 2004 Newsletter, Issue 4.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). (2017). The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO.

WWC (World Water Council) (2006). Water for Growth and Development in Africa – A Framework for an Effective Mosaic of Investments.

WWF (World Wide Fund For Nature) (2017). A água em Portugal. Disponível em [http://www.wwf.pt/o\\_nosso\\_planeta/agua/a\\_agua\\_em\\_portugal/](http://www.wwf.pt/o_nosso_planeta/agua/a_agua_em_portugal/), acessado a 15 de julho de 2017.

Zachariadis, T. (2016). Proposal for a Green Tax Reform in Cyprus. *Cyprus Economic Policy Review*, Vol. 10, No. 2, pp. 127-139.

Zeng, Z., Liu, J. & Savenije, H. (2013). A simple approach to assess water scarcity integrating water quantity and quality. *Ecological Indicators*, vol. 34, pp. 441-449.

## Anexos

### Anexo 1 – Dados utilizados no cálculo do *WEI +* para todas as bacias hidrográficas do continente.

BH/Continente	Escoamento (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades subterrâneas (hm <sup>3</sup> )	Escoamento e recarga de aquíferos (hm <sup>3</sup> )	Necessidades hídricas (hm <sup>3</sup> )	Retornos (hm <sup>3</sup> )	Disponibilidades hídricas renováveis (hm <sup>3</sup> )	Volume captado (hm <sup>3</sup> )	WEI + (%)
<b>Minho</b>	1 329	105	1 424	160	8	1 272	38	<b>3</b>
<b>Lima</b>	1 946	143	2 075	248	22	1 849	83	<b>4</b>
<b>Cávado</b>	2 107	162	2 253	336	48	1 965	195	<b>10</b>
<b>Ave</b>	1 295	124	1407	252	60	1 215	202	<b>17</b>
<b>Leça</b>	114	17	220	38	8	189	28	<b>15</b>
<b>Douro</b>	8 010	1 084	8 986	1 183	176	7 978	618	<b>8</b>
<b>Vouga</b>	2 526	445	2 927	390	38	2 575	196	<b>8</b>
<b>Mondego</b>	3 978	795	4 963	668	84	4 109	396	<b>10</b>
<b>Lis</b>	322	177	481	62	6	426	39	<b>9</b>
<b>Tejo</b>	6 273	3 195	9 148	1 660	343	7 831	1 462	<b>19</b>
<b>Ribeiras do Oeste</b>	437	304	711	206	49	554	208	<b>38</b>
<b>Sado</b>	994	503	1 446	399	70	1 117	407	<b>36</b>
<b>Mira</b>	266	62	321	88	11	245	80	<b>33</b>
<b>Guadiana</b>	1 771	406	2 136	516	81	1 701	434	<b>25</b>
<b>Ribeiras do Algarve</b>	622	388	971	232	53	793	211	<b>27</b>
<b>Continente</b>	31 980	7 909	39 098	6 426	1 056	33 728	4 496	<b>14</b>